



**HAL**  
open science

# Agriculture et cycles biogéochimiques globaux : analyse des transformations des cycles de l'azote et du phosphore à des échelles spatiales larges, du territoire à la planète

Thomas Nesme

## ► To cite this version:

Thomas Nesme. Agriculture et cycles biogéochimiques globaux : analyse des transformations des cycles de l'azote et du phosphore à des échelles spatiales larges, du territoire à la planète. Sciences agricoles. Université de Bordeaux, 2016. tel-02800143

**HAL Id: tel-02800143**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02800143>**

Submitted on 5 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.

**Mémoire**  
**présenté à l'Ecole Doctorale 304 Sciences et Environnements**  
**(Université de Bordeaux)**

**pour l'Habilitation à Diriger les Recherches**

**par**

**Thomas NESME**  
**Maître de conférences en Agronomie**  
**Bordeaux Sciences Agro**

**Agriculture et cycles biogéochimiques globaux : analyse des transformations des cycles de l'azote et du phosphore à des échelles spatiales larges, du territoire à la planète**

**Décembre 2015**

Soutenu le 11 février 2016 devant le jury composé de :

Thierry Doré	Professeur	AgroParisTech	Rapporteur
Gilles Billen	DR	CNRS	Rapporteur
Philippe Ciais	DR	CEA	Rapporteur
Marie-Hélène Jeuffroy	DR	INRA	Examinatrice
Benoît Daviron	Chercheur	CIRAD	Examineur
Didier Alard	Professeur	Univ. Bordeaux	Président de jury





## **Thomas NESME**

Né le 8 novembre 1977 à Saint Etienne (Loire, France), de nationalité française

Maître de conférences en Agronomie  
Bordeaux Sciences Agro, Université de Bordeaux  
UMR ISPA (Interactions Sol Plante Atmosphère, INRA / Bordeaux Sciences Agro)

Thématique de recherche : Modélisation du cycle des éléments minéraux en agriculture, du territoire à la planète

### **Parcours professionnel**

---

- 2013-2014: **Professeur invité**, McGill School of Environment, McGill University (Canada)
- 2005-*aujourd'hui*: **Maître de conférences en Agronomie**, Bordeaux Sciences Agro (France)

### **Formation académique**

---

- 2001-2004: **Doctorat en Agronomie** (INRA Avignon, Montpellier SupAgro, France)
- 2000-2001: **DEA National de Sciences du Sol** (Montpellier SupAgro, France)
- 1997-2000: **Ingénieur agronome** (Montpellier SupAgro, France)

### **Production scientifique**

---

- 22 articles publiés dans des revues à comité de lecture internationale
- 4 articles publiés dans des revues nationales, avec ou sans comité de lecture
- 2 chapitres d'ouvrages
- 20 communications à conférences internationales avec actes, dont 14 en tant que communication orale et 3 en tant que conférence invitée
- 17 communications à manifestations nationales, dont 8 en tant que conférence invitée

### **Encadrement d'étudiants et jeunes chercheurs**

---

- **Postdoctorants**
  - 2013-2015: Regan, John (encadrant unique ; 2 articles en préparation)
  - 2014: Nowak, Benjamin (encadrant unique ; Benjamin est actuellement ingénieur chez Limagrain en France ; 1 article en préparation)
  - 2009-2011: Kalimuthu, Senthilkumar (co-encadrement avec S. Pellerin et A. Mollier ; encadrant principal ; 4 articles acceptés ; Senthilkumar est actuellement chercheur à Africa Rice en Tanzanie)
- **Doctorants**
  - 2014- : Fernandez, Hugo. *Univ Bordeaux* (co-encadrement avec S. Pellerin ; encadrant principal ; 1 article accepté)
  - 2010-2013 : Nowak, Benjamin. *Univ Bordeaux 1* (co-encadrement avec S. Pellerin et C. David ; encadrant principal ; 4 articles acceptés)
- **Etudiants en Master/élève-ingénieur**
  - 2014 : Lung, Lucile. *Montpellier SupAgro* (co-encadrement avec L. Augusto et F. Raguenès, PNR Landes de Gascogne ; encadrant principal)
  - 2014 : Roques, Solène. *ENSA Toulouse* (co-encadrement avec Elena Bennett, McGill Univ. ; encadrant principal)
  - 2009 : Toublant, Maxime. *Agrocampus Ouest* (encadrant unique)
  - 2008 : Brunault, Samuel. *ESA Angers* (encadrant unique)

## Implications dans des projets de recherche

### En tant que coordinateur

• ALECAPAB	INRA (CIAB)	2015-2017	5 partenaires
• OTP-Serv	INRA (MP EcoServ)	2015-2017	4 partenaires
• GREMAB	INRA (CIAB)	2010-2013	3 partenaires

### En tant que participant

• Cantogther	FP7 KKBE	2012-2016	27 partenaires
• DynRurABio	ANR	2011-2015	12 partenaires
• ABASS	INRA (MP GloFoods)	2015-2017	5 partenaires
• Metha+.com	CASDAR	2013-2016	7 partenaires

## Rayonnement

- **Participation à des jurys de recrutement de chercheurs et enseignants-chercheurs**
  - Jury de MCF AgroParisTech en agronomie globale (2015)
  - Jury de MCF ENSA Toulouse en agronomie (2013)
  - Jury de CR2 INRA en agroécologie, systèmes de culture et d'élevage (2012)
- **Participation à des jurys de doctorat et de master**
  - 2 jurys de doctorat, dont un comme co-encadrant : Y. Darradi (2011) et B. Nowak (2013)
  - Jurys du Master « fonctionnement et modélisation des écosystèmes terrestres » (Univ. Bordeaux : 2005, 2008, 2015)
  - Jurys de 3<sup>ème</sup> année ingénieurs agronomes (Bordeaux Sciences Agro : 2005-2014 ; Montpellier SupAgro : 2010 ; AgroCampus Ouest : 2009, 2011)
- **Activité de lecteur-arbitre**
  - Guest Editor pour *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (avec Paul Withers, Bangor Univ., UK)
  - Relecteur pour *Agriculture, Ecosystems and Environment; Agronomy for Sustainable Development; FEMS Microbiology Ecology; Fruits; Journal of Environmental Management; Journal of Environmental Planning and Management; Journal of Environmental Quality; Nutrient Cycling in Agroecosystems; Organic Agriculture; Resource, Conservation and Recycling; Science of the Total Environment; Scientia Agricola; Scientia Horticulturae; Soil Use and Management.*
  - Expert pour les appels à projets ANR AgroBioSphère (2012) et DIM Astrea (Région Ile de France, 2012 et 2014)
- **Membre de comités scientifiques de conférences**
  - 5<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit (Kunming, Chine, 16-20 Août 2016)
  - 4<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit (Montpellier, 1<sup>st</sup>-3<sup>rd</sup> Sept 2014)
  - 2<sup>nd</sup> Scientific European Phosphorus Workshop (Wageningen, 6-7<sup>th</sup> Feb 2013)
  - 1<sup>st</sup> European scientific workshop on designing phosphorus cycle at country scale (Bordeaux, 5-6<sup>th</sup> July 2011). Co-organisateur
- **Autres activités**
  - Expertise pour les prospectives Mond'Alim (Ministère de l'Agriculture, 2014-2015), AgriMond-Terra (INRA-CIRAD, 2013) et "Massif des Landes de Gascogne 2050" (INRA / Conseil régional d'Aquitaine, 2011)
  - Membre du « Core Group » de montage du réseau européen COST « Innovation for efficient resource management: the example of phosphorus » (2013-2014)

## Activités d'enseignement et responsabilités collectives

- **Activités d'enseignement**
  - *Thématiques* : fonctionnement et conduite des systèmes de culture et de production, agroécologie, agriculture biologique, modélisation des systèmes
  - *Public et établissements* : élèves ingénieurs agronomes (1<sup>ère</sup>, 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> année) et étudiants en master recherche (Bordeaux Sciences Agro, Univ. Bordeaux 1, AgroParisTech, AgroCampus Ouest, McGill Univ., Chinese Agricultural Univ.)
- **Responsabilités et fonctions institutionnelles à Bordeaux Sciences Agro**
  - *Participation aux instances de l'établissement* : Membre du Conseil d'Administration (2008-2014)
  - *Responsabilités collectives* : Animateur de la Dominante « Agronomie, Ecologie, Pédologie » (15 agents dont 11 EC et IR, 2011-2012), Délégué Agreenium (2012-2014)

# Sommaire

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION</b>	<b>8</b>
<b>1.1</b>	<b>CYCLES BIOGEOCHIMIQUES ET AGRICULTURE : DES TRANSFORMATIONS PROFONDES</b>	<b>8</b>
<b>1.2</b>	<b>UNE EVOLUTION FORTE DES QUESTIONS SUR LES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES</b>	<b>10</b>
<b>1.3</b>	<b>PRESENTATION DE MES QUESTIONS DE RECHERCHE</b>	<b>11</b>
1.3.1	PRESENTATION GENERALE	11
1.3.2	CONTEXTE DE TRAVAIL	12
1.3.3	PRESENTATION DU DOCUMENT	12
<b>2</b>	<b>ACTIVITES DE RECHERCHE PASSEES</b>	<b>14</b>
<b>2.1</b>	<b>ANALYSE DE LA GESTION DES ELEMENTS MINERAUX A L'ECHELLE DE L'EXPLOITATION AGRICOLE</b>	<b>14</b>
2.1.1	ANALYSE DES PRATIQUES DE FERTILISATION DANS L'AGRICULTURE DU SUD-OUEST DE LA FRANCE	14
2.1.2	ANALYSE DES PRATIQUES DE FERTILISATION EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE	16
2.1.3	SYNTHESE	18
<b>2.2</b>	<b>MODELISATION DES FLUX D'ELEMENTS MINERAUX A L'ECHELLE DE PETITS TERRITOIRES</b>	<b>19</b>
2.2.1	ANALYSE DES FLUX D'ELEMENTS MINERAUX ENTRE EXPLOITATIONS AGRICOLES EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE	20
2.2.2	ANALYSE DES MODALITES D'INTEGRATION DES CULTURES ET DES ELEVAGES	27
2.2.3	SYNTHESE	31
<b>2.3</b>	<b>MODELISATION ET QUANTIFICATION DES FLUX D'ELEMENTS MINERAUX A LARGE ECHELLE</b>	<b>32</b>
2.3.1	EVALUATION DE L'EFFET DE LA SEGREGATION DES CULTURES ET DES ELEVAGES SUR LES FLUX D'ELEMENTS MINERAUX A L'ECHELLE DE GRANDES REGIONS	33
2.3.2	QUANTIFICATION DES FLUX DE P A L'ECHELLE DU PAYS	38
2.3.3	QUANTIFICATION DES FLUX DE P ASSOCIES AUX ECHANGES INTERNATIONAUX DE MATIERE	41
2.3.4	SYNTHESE	47
<b>3</b>	<b>PROJET</b>	<b>48</b>
<b>3.1</b>	<b>POSITIONNEMENT GENERAL</b>	<b>48</b>
3.1.1	L'ANTHROPOCENE, NOUVEAU CONTEXTE DE L'ACTION AGRONOMIQUE	48
3.1.2	LA MODIFICATION DES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES GLOBAUX, UNE COMPOSANTE CLE DE L'ANTHROPOCENE	50
3.1.3	ANTHROPOCENE, CYCLES BIOGEOCHIMIQUES ET AGRICULTURE : ETAT DES QUESTIONS DE RECHERCHE	52
3.1.4	LES QUESTIONS STRUCTURANTES DE MON PROJET	56
<b>3.2</b>	<b>PERSPECTIVES SUR LES TRAVAUX A L'ECHELLE DU TERRITOIRE</b>	<b>57</b>
3.2.1	DESCRIPTION ET QUANTIFICATION DES FLUX DE MATIERES	58
3.2.2	MODELISATION DES FLUX DE MATIERES	60
3.2.3	MISE AU POINT D'INDICATEURS DU BOUCLAGE DES CYCLES A L'ECHELLE DU TERRITOIRE	62
<b>3.3</b>	<b>PERSPECTIVES SUR LES TRAVAUX A L'ECHELLE GLOBALE</b>	<b>64</b>
3.3.1	ANALYSE DES FORCES MOTRICES DES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES A L'ECHELLE MONDIALE	65
3.3.2	ANALYSE DU ROLE DES ECHANGES INTERNATIONAUX DE MATIERES AGRICOLES	66
3.3.3	EVALUATION DE SCENARIOS ALTERNATIFS DE DEVELOPPEMENT AGRICOLE	67
<b>3.4</b>	<b>ARTICULATION ENTRE ECHELLES DE TRAVAIL</b>	<b>69</b>
<b>3.5</b>	<b>PERSPECTIVES POUR L'ENSEIGNEMENT</b>	<b>70</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSION</b>	<b>71</b>

<b>5</b>	<b>REFERENCES</b>	<b>72</b>
<b>6</b>	<b>COMPLEMENT AU CURRICULUM VITAE</b>	<b>79</b>
<b>7</b>	<b>ACTIVITES PEDAGOGIQUES</b>	<b>89</b>
<b>7.1</b>	<b>ENSEIGNEMENT A BORDEAUX SCIENCES AGRO</b>	<b>89</b>
<b>7.2</b>	<b>ENSEIGNEMENT HORS DE L'ETABLISSEMENT</b>	<b>90</b>

# 1 Introduction

## 1.1 Cycles biogéochimiques et agriculture : des transformations profondes

Les cycles biogéochimiques sont intimement liés au fonctionnement des écosystèmes, de la biosphère et des sociétés humaines. Ils sont, dans une large mesure, déterminés par les flux de biomasse, d'eau et de gaz au sein des écosystèmes naturels et cultivés. En retour, ils déterminent des propriétés fondamentales des écosystèmes telles que leur productivité, leur stabilité et leur résilience. Dit autrement, ces cycles concourent pour une large partie aux services que rendent les écosystèmes naturels et cultivés aux sociétés humaines (Costanza et al., 1997).

Les cycles biogéochimiques des éléments minéraux ont été profondément transformés au cours des décennies passées. Cela est particulièrement vrai pour l'azote (N) et le phosphore (P), deux éléments minéraux fertilisants indispensables à tout être vivant. La transformation de ces cycles résulte en grande partie des changements qui ont affecté l'agriculture depuis l'après-guerre. En effet, dans les agroécosystèmes, lorsque la disponibilité de ces éléments dans le sol est trop faible et vient à limiter la croissance des plantes, des apports de N et de P sont réalisés au sol à l'aide de matières fertilisantes diverses (engrais de synthèse, résidus de culture, effluents d'élevage frais ou compostés, déchets urbains, etc). En réponse à une demande alimentaire croissante depuis une cinquantaine d'années, l'agriculture s'est adaptée par une utilisation massive d'engrais de synthèse élaborés, pour le N, via le procédé Haber-Bosch à partir du N<sub>2</sub> atmosphérique et, pour le P, à partir de roches phosphatées extraites de gisements miniers. Ainsi, de 1960 à 1995, la consommation mondiale d'engrais N en agriculture a été multipliée par 7 et celle d'engrais P par 3,5 (Tilman et al., 2002). Cette utilisation d'engrais de synthèse a conduit à injecter dans la Biosphère des quantités importantes de formes dites "réactives"<sup>1</sup> de ces éléments minéraux. A ces apports via les engrais minéraux se sont rajoutés les apports de N réactif via la fixation symbiotique opérée par les légumineuses mises en culture et dont les surfaces comme les rendements ont augmenté à l'échelle mondiale ces dernières décennies. Combinés, ces deux types d'apports représentent environ 80% des apports de N réactif dans la Biosphère, les 20% restant étant dus à la combustion des énergies fossiles (qui rejette du NO<sub>x</sub> dans l'atmosphère) et à l'usage industriel du N fixé par le procédé Haber-Bosch (Cui et al., 2013; Galloway et al., 2008; Sutton et al., 2012).

La modification du cycle biogéochimique de ces éléments a principalement trois conséquences. Tout d'abord, l'augmentation des quantités de N et P apportées aux agroécosystèmes a entraîné un gain de productivité fantastique de ces écosystèmes à l'échelle de la planète (Van der Velde et al., 2014). A ce titre, les engrais de synthèse ont constitué un des piliers de la Révolution Verte qui s'est déroulée à partir des années 1960 et qui a permis, dans une certaine mesure, de satisfaire la demande alimentaire d'une partie de la population mondiale. Toutefois, à côté de cet effet positif et recherché, deux types d'effets négatifs sont apparus. D'une part, les apports répétés de N et P aux agroécosystèmes ont conduit à une accumulation des formes réactives de ces éléments minéraux dans la Biosphère, engendrant des risques de pertes depuis les compartiments agricoles (principalement les sols) vers d'autres compartiments de l'environnement tels que l'atmosphère ou les milieux aquatiques (Canfield et al., 2010; Cui et

---

<sup>1</sup> On utilise le terme "réactif" pour qualifier les formes de N ou de P qui peuvent, par des processus biologiques, photochimiques ou radiatifs, réagir au sein de la Biosphère ou de l'atmosphère. Les formes de N réactif incluent par exemple l'azote sous forme réduite (NH<sub>3</sub>), oxydée (NO<sub>x</sub>, HNO<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O) ou organique. Par opposition, les formes dites non-réactives sont les formes stables de ces éléments : pour N, il s'agit du N<sub>2</sub> qui compose l'atmosphère de l'atmosphère. Pour P, il s'agit des composés phosphatés immobilisés dans les gisements souterrains (Galloway et al., 2003).

al., 2013). Ce risque de pertes vers l'environnement est d'autant plus dommageable qu'une même molécule d'élément réactif émise peut entraîner plusieurs impacts sur plusieurs compartiments de l'environnement tout au long de ses transformations géochimiques, selon le principe de la "cascade azotée" (Galloway et al., 2003). Les conséquences associées sont entre autre l'augmentation des gaz à effet de serre accumulés dans l'atmosphère lorsqu'il s'agit de pertes de  $N_2O$ , l'augmentation des dépôts atmosphériques pouvant affecter la productivité, la composition et le fonctionnement des écosystèmes naturels et cultivés lorsqu'il s'agit de pertes de  $NO_x$  ou  $NH_3$  (Liu et al., 2013; Peñuelas et al., 2013), l'eutrophisation des milieux aquatiques lorsqu'il s'agit de pertes de  $NO_3^-$  ou de P vers les milieux aquatiques (Carpenter et al., 1998; Diaz and Rosenberg, 2008; Schindler et al., 2008), etc. D'autre part, la mobilisation importante de N et P depuis l'atmosphère et la géosphère pour la fabrication des engrais de synthèse a fait apparaître un questionnement quant à la disponibilité des ressources géologiques fossiles pour accompagner ce processus. En effet, la fabrication de ces engrais utilise des ressources naturelles non renouvelables comme le gaz naturel pour la production d'engrais N ou les roches phosphatées pour la production d'engrais P. On estime par exemple que la fabrication des engrais azotés représente de l'ordre de 2% de la consommation mondiale en énergie (Service, 2014). Or la raréfaction croissante de ces ressources fossiles pourrait limiter la production des engrais de synthèse ou rendre plus difficile leur accès, menaçant à moyen terme la sécurité alimentaire mondiale (Cordell et al., 2009; Koppelaar and Weikard, 2013; Sutton and Bleeker, 2013). Cela est d'autant plus vrai pour le P que la distribution mondiale des gisements de roches phosphatées est très hétérogène spatialement, trois pays (Maroc, Chine, Etats-Unis) contrôlant plus de 85% des ressources mondiales tandis que l'Europe, l'Amérique latine ou l'Inde n'ont quasiment aucune ressource minière phosphatée sur leur territoire (Figure 1). Cette distribution très inégale peut être source de tensions géopolitiques majeures (Jasinski, 2013; Van Vuuren et al., 2010).



**Figure 1 : Principaux flux de roches phosphatées à l'échelle mondiale**

L'agriculture est donc concernée au premier plan par les cycles biogéochimiques et leurs transformations. Cela est dû au fait qu'elle est à la fois un moteur de la transformation de ces cycles et un secteur potentiellement impacté par ces transformations.

## 1.2 Une évolution forte des questions sur les cycles biogéochimiques

Les questions scientifiques associées aux relations entre agriculture et cycles biogéochimiques ont fortement évolué au cours des dernières décennies. Ainsi, on peut distinguer trois grandes étapes historiques parcourues par les agronomes depuis une quarantaine d'années, que l'on pourrait aisément retracer par bibliométrie. Ce sont ces trois étapes que je présente ci-dessous, sans viser l'exhaustivité et sans nier l'existence de chevauchements, de phénomènes d'avant-garde ou d'interactions. La communauté agronomique française peut constituer à ce titre un exemple représentatif des questions scientifiques internationales.

Tout d'abord, depuis l'après-guerre et principalement depuis le milieu des années 1970, les agronomes ont cherché à comprendre le fonctionnement des cycles biogéochimiques pour mieux contrôler la fertilisation des cultures (Lemaire and Nicolardot, 1997). Les efforts se sont alors concentrés sur la compréhension de la dynamique des éléments minéraux dans les agroécosystèmes sous l'influence des pratiques agricoles (Boiffin et al., 1981; Meynard et al., 1981) mais aussi sur la compréhension des pratiques des agriculteurs et de leurs déterminants (Sebillotte, 1987). L'objectif finalisé était de produire des outils de pilotage de la fertilisation minérale –et dans une moindre mesure de la fertilisation organique– afin de maximiser le rendement des cultures (Meynard et al., 1997; Meynard et al., 2002). De façon concrète, les approches utilisées consistaient à mobiliser des essais expérimentaux de plein champ, souvent de longue durée, ainsi qu'à explorer les voies ouvertes par la modélisation des cultures (Brisson et al., 1998), le tout à l'échelle du champ cultivé. Pour résumer, on peut dire que dans cette période, la posture prise par les agronomes était de considérer que les éléments minéraux étaient essentiellement des fertilisants des cultures.

Dans une deuxième période, dont le début pourrait dater des années 1980, l'attention s'est portée sur le rôle joué par les éléments minéraux dans les phénomènes de pollution de l'environnement, principalement de l'hydrosphère et secondairement de l'atmosphère. Les efforts se sont alors portés sur la compréhension des processus de fuite vers l'environnement, sous l'influence conjointe des pratiques agricoles et du milieu (Benoit et al., 1997). Très vite, il est apparu que les processus à considérer dépassaient l'échelle du champ cultivé et devaient plutôt être approchés à l'échelle de territoires plus vastes tels que le bassin versant (De Cauwer et al., 2006; Soulard, 1999). En conséquence, ces processus devaient alors être étudiés conjointement avec d'autres disciplines telles que l'hydrologie de surface ou souterraine ou l'écologie des milieux. De façon concrète, les approches utilisées reposaient sur l'instrumentation de bassins versants (Jordan-Meille and Dorioz, 2004) et la modélisation dynamique spatialement explicite (Beaujouan et al., 2001). Pour résumer, on peut dire que dans cette période la posture prise par les agronomes consistait à considérer les éléments minéraux comme des polluants.

Dans une troisième période, dont le début pourrait dater du début des années 2000, les cycles biogéochimiques ont été considérés dans une perspective de changements environnementaux globaux<sup>2</sup>. L'attention s'est alors portée sur les changements macroscopiques des cycles biogéochimiques, leurs conséquences et les risques associés pour le fonctionnement des écosystèmes et des sociétés humaines, ainsi que sur leurs déterminants. L'ensemble de ces travaux a été stimulé par des interrogations fortes sur la disponibilité en ressources minérales fertilisantes, notamment dans le cas du P (Cordell et al., 2009; Elser and Bennett, 2011; Gilbert, 2009), mais aussi en raison des interactions entre cycles biogéochimiques et changement climatique (Gruber and Galloway, 2008). Dans cette perspective, les échelles spatiales d'approche ont d'emblée été très larges, allant du pays à la planète. Très vite, il est apparu que

---

<sup>2</sup> Dans ce document, on entendra par « global » une acception dérivée de la langue anglaise qui renvoie à des échelles spatiales larges, pouvant aller du pays à la planète.

l'agriculture occupait un rôle majeur dans l'organisation de ces cycles biogéochimiques abordés globalement (Foley et al., 2005; Sutton et al., 2011) et que notamment l'élevage occupait une position de moteur des flux d'éléments minéraux en tant que consommateur de ressources et de producteur d'effluents (Herrero and Thornton, 2013). Toutefois, étrangement, les agronomes ont été relativement peu présents dans ces études menées essentiellement par des écologues. Les outils mobilisés ont été typiquement la modélisation mécaniste ou empirique et l'utilisation d'importantes bases de données publiques portant par exemple sur les pratiques agricoles, la consommation alimentaire, les échanges commerciaux, etc. Pour résumer, on peut dire que dans cette période, les éléments minéraux ont été considérés à la fois comme une ressource en raréfaction et comme un moteur des changements environnementaux globaux.

L'identification de ces trois périodes montre une évolution sensible des questions de recherche. Elle ne signifie pas que les questions abordées dans la 1<sup>ère</sup> et la 2<sup>ème</sup> période n'ont plus de sens ni même que ces questions ne sont plus traitées ou renouvelées. A l'inverse, il apparaît que ces trois champs scientifiques se sont nourries de leurs interactions, les connaissances élaborées aux échelles fines étant indispensables à la compréhension des processus macro-écologiques tandis que les questions posées aux échelles larges permettent d'identifier des lacunes de connaissances ayant trait à des processus fins.

## **1.3 Présentation de mes questions de recherche**

### **1.3.1 Présentation générale**

Les travaux que je présente ci-après portent sur les relations entre agriculture et cycles biogéochimiques des éléments minéraux. Ils se placent délibérément au sein de la troisième période évoquée plus haut, centrée sur la gestion de la ressource en éléments minéraux fertilisants. De façon générale, je cherche à comprendre comment et par quels mécanismes l'agriculture mobilise des engrais minéraux de synthèse, en formulant l'hypothèse que cette mobilisation peut résulter de déterminants techniques situés à des niveaux d'organisation supérieurs à l'exploitation agricole. Cela me conduit à développer une approche assez large des cycles biogéochimiques et de la façon dont ceux-ci sont influencés par l'agriculture. Au sein de cette approche large des cycles, je cherche plus précisément à comprendre comment l'organisation de l'agriculture affecte les processus de recyclage et d'accumulation des éléments minéraux dans les systèmes agricoles et les chaînes de production et consommation alimentaires. J'accorde à ce titre une attention particulière aux systèmes d'élevage, qui sont des producteurs importants de ressources fertilisantes (sous forme de fumiers, lisiers ou compost) mais aussi des consommateurs majeurs de produits agricoles. J'accorde également une importance significative à la gestion des déchets urbains, dont une fraction peut être recyclée sur les sols agricoles.

La question générale que je viens de formuler m'a conduit à travailler à des échelles spatiales variées, le plus souvent au-delà de l'exploitation agricole. J'ai ainsi exploré les échelles du territoire, de la grande région, du pays et de la planète : cet élargissement des échelles m'est apparu comme nécessaire si l'on veut saisir les mécanismes de recyclage ou d'accumulation d'éléments minéraux concernant l'agriculture, ceux-ci impliquant généralement d'autres acteurs que les seuls agriculteurs.

### 1.3.2 Contexte de travail

Les travaux que je présente ici ont été réalisés au sein de l'unité ISPA<sup>3</sup> (Interactions Sol, Plante, Atmosphère) associant l'INRA et Bordeaux Sciences Agro. Cette unité offre un contexte de travail pluridisciplinaire centré sur le fonctionnement physique des écosystèmes terrestres cultivés, agricoles et forestiers. Au sein de cette unité, je m'insère dans l'équipe BIONUT (Biogéochimie des Nutriments) qui s'intéresse aux cycles des éléments minéraux majeurs (principalement P, N et dans une moindre mesure K) dans les écosystèmes agricoles et forestiers. Cette équipe vise d'une part à comprendre et modéliser le transfert entre le sol et la plante d'éléments minéraux sous l'effet de la biodisponibilité de ces éléments dans le sol, et d'autre part à modéliser les variations de cette biodisponibilité sous l'influence des pratiques humaines. L'équipe associe des agronomes, des forestiers, des écophysiolgistes du végétal et des spécialistes de sciences du sol. Au sein de cette équipe, j'entretiens des relations plus fortes avec mes collègues Sylvain Pellerin (DR1 INRA) et Bruno Ringeval (CR2 INRA) sous la forme d'un petit groupe centré sur le cycle du phosphore appréhendé à large échelle spatiale.

Les travaux que j'évoque dans ce document prennent également un sens particulier dans le département Environnement & Agronomie de l'INRA qui a identifié le bouclage du cycle de l'azote et du phosphore et le stockage du carbone dans les sols comme un des enjeux structurants de ses recherches. Une telle identification est de nature à rendre plus visible, et peut-être mieux finançable, les travaux que je mène.

Enfin, mes activités de recherche s'inscrivent dans le département Sciences et Gestion du Végétal de Bordeaux Sciences Agro, qui associe agronomes, écologues, pathologistes et pédologues. Mes activités de recherche sont de cette façon en interaction forte avec mes activités d'enseignement, principalement structurées autour de la conception et de l'évaluation des systèmes techniques en agriculture (voir la Section 7 pour plus de détail).

### 1.3.3 Présentation du document

Le présent document détaille l'activité scientifique que j'ai conduite depuis ma soutenance de doctorat, ainsi que les projets qui en émergent. Les travaux présentés ici ont été conduits en tant que Maître de Conférences à Bordeaux Sciences Agro depuis 2005 et intègrent mon séjour en tant que professeur invité à l'Université McGill durant l'année 2013-2014. Ils sont présentés par grandes échelles abordées, depuis l'exploitation agricole (Section 2.1), le territoire (Section 2.2) et jusqu'à la planète (Section 2.3). Cette gradation des échelles est en partie liée à l'évolution chronologique des questions que j'ai voulu traiter. De ce fait, cette partie présentant mes travaux passés traduit quelque chose de ma vision de la question de recherche que je me suis fixée : elle indique les inflexions chronologiques de mon raisonnement, de ma définition de la question à poursuivre et des méthodes à mettre en œuvre pour cela. Pour chacune des échelles explorées, je me suis efforcé de présenter à la fois l'état des questions de recherche, les choix scientifiques que j'ai opérés, les modalités d'encadrement et de coopération et les principaux résultats qui en découlent.

Le document se termine enfin par la présentation de mon projet scientifique pour les prochaines années et pour une petite équipe qu'il me serait éventuellement donnée d'encadrer. La formulation de ce projet est accompagnée de ma vision du contexte socio-économique et environnemental et du contexte scientifique dans lequel je me place. Je précise ensuite les

---

<sup>3</sup> IPISA résulte de la fusion au 1<sup>er</sup> janvier 2014 des unités TCEM (Transfert Sol-Plante et Cycles des Eléments Minéraux dans les écosystèmes cultivés) et EPHYSE (Ecophysologie et Physique de l'Environnement) du site de Bordeaux.

questions majeures que je souhaite explorer, en explicitant à la fois les grandes orientations à poursuivre et les modalités concrètes par lesquelles commencer.

## **2 Activités de recherche passées**

### **2.1 Analyse de la gestion des éléments minéraux à l'échelle de l'exploitation agricole**

Sans revenir sur mes travaux de doctorat<sup>4</sup> –relatifs à l'utilisation de modèles agronomiques pour étudier les pratiques des agriculteurs en matière de gestion de l'azote et de l'eau en vergers de pommiers- je présente ci-après les travaux que j'ai initiés sur l'analyse des pratiques de gestion du phosphore par les agriculteurs à l'échelle de l'exploitation agricole. Ces travaux sont les premiers que j'ai démarrés après mon arrivée dans l'UMR TCEM à Bordeaux et constituent ceux que j'ai menés à l'échelle spatiale la plus fine. Bien qu'ayant été partiellement initiés par mon prédécesseur dans cette unité (Pellerin et al., 2003), les travaux que j'ai initiés à partir de 2007 ont représenté un nouveau champ d'investigation pour mon UMR, l'analyse des pratiques des agriculteurs y ayant été très peu menée.

L'hypothèse fondamentale de ces travaux est double : elle consiste premièrement à considérer que, pour comprendre en quoi l'agriculture détermine le cycle du P, il est d'abord nécessaire de comprendre et évaluer les pratiques des agriculteurs à l'échelle de leur mise en œuvre ; secondement, l'hypothèse s'appuie sur les acquis de longue date de la recherche agronomique française qui a démontré que les pratiques agricoles disposaient d'une logique parfois éloignée de la logique agronomique biophysique et que donc, il était à ce titre pertinent de développer un savoir spécifique sur les pratiques des agriculteurs (Landais and Deffontaines, 1988; Nesme et al., 2005; Papy, 1998). C'est donc sur la base de ces deux postulats que j'ai conduit puis encadré les activités suivantes.

#### **2.1.1 Analyse des pratiques de fertilisation dans l'agriculture du Sud-Ouest de la France**

Les premiers travaux que j'ai menés ont consisté à comprendre les pratiques de gestion du P dans les systèmes de culture intensifs et hautement spécialisés du Sud-Ouest de la France. Le choix de cet objet d'étude était dicté par l'hypothèse selon laquelle cette forme d'agriculture est fortement consommatrice de ressources phosphatées minérales –à cause de ses niveaux de productivité élevés et de son important degré de spécialisation– et qu'elle constitue donc un contributeur significatif à la raréfaction des roches phosphatées. Mon objectif spécifique a alors été d'identifier les pratiques de fertilisation P réalisées, de les évaluer et d'en comprendre les déterminants. Pour ce faire, j'ai dirigé le stage de niveau M2 de Samuel Brunault au printemps 2008 et qui visait à réaliser une série d'enquêtes auprès de 40 agriculteurs en Gironde, Landes et Lot et Garonne. Ces travaux ont donné lieu à une publication parue en 2011<sup>5</sup>.

---

<sup>4</sup> J'ai choisi de ne pas présenter dans ce document mes travaux conduits lors de mon doctorat (soutenu en 2004). En quelques lignes, j'ai travaillé en tant que doctorant sur l'analyse des pratiques de fertilisation azotée et d'irrigation en vergers de pommiers dans une petite région agricole du Sud-Est de la France. Mon objectif scientifique était de comprendre les déterminants des pratiques des agriculteurs et d'analyser les modalités de leur prise de décision. J'utilisais pour cela un modèle mécaniste simulant la dynamique de l'eau et de l'azote à l'échelle de la parcelle en vergers issu du modèle STICS. Couplé à une règle de décision, ce modèle était capable de générer des calendriers d'irrigation et de fertilisation optimaux. Je confrontais alors ces calendriers avec ceux mis en œuvre par les agriculteurs et j'interprétais la différence observée. Ce doctorat a donné lieu à 6 publications, mentionnée en Section 6.

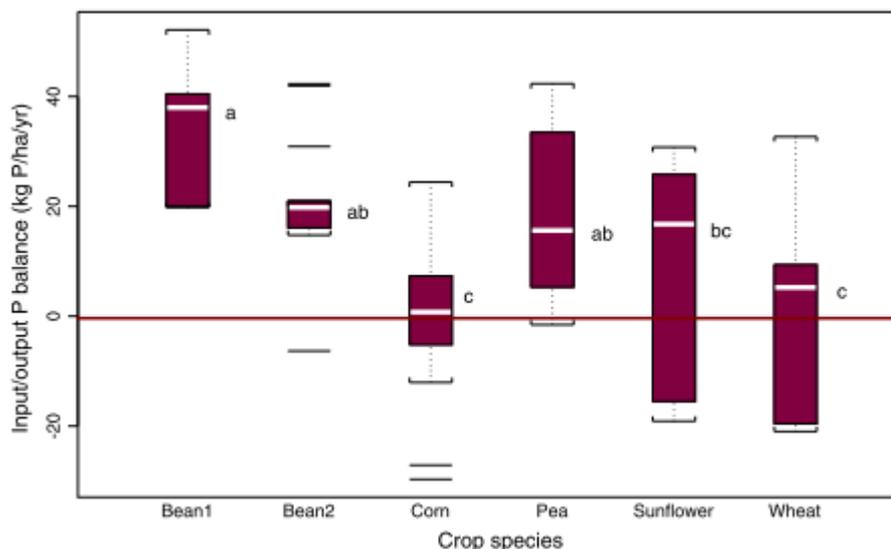
<sup>5</sup> Nesme, T., Brunault, S., Mollier, A., Pellerin, S. 2011. An analysis of farmers' use of phosphorus fertiliser in industrial agriculture: a case study in the Bordeaux region (south-western France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91, 99-108.

Le résultat marquant de ce travail a été de démontrer que les pratiques des agriculteurs n'étaient en général structurées que par la nature de la culture à fertiliser. Plus précisément, il est apparu que les agriculteurs raisonnaient leur fertilisation P principalement à l'échelle de la culture et de l'année, sans tenir compte ni du passé de fertilisation de la parcelle, ni même réellement du statut P du sol à fertiliser (Tableau 1). Il est par ailleurs apparu que les plupart des agriculteurs se servaient de la fertilisation P pour "booster" le développement de leurs cultures de printemps, en particulier lors de conditions climatiques difficiles ou face à des situations sanitaires déficientes (telles que des sols fortement colonisés par des nématodes pathogènes). On peut donc résumer ces résultats en considérant que les agriculteurs étudiés ont un raisonnement de la fertilisation P fondé plutôt sur la culture que sur le sol à fertiliser ; de toute évidence, ce raisonnement présente une certaine différence avec le mode de raisonnement proposé depuis plusieurs décennies par les agronomes et qui reste clairement fondé sur la disponibilité en P du sol (Messiga et al., 2012; Mollier et al., 2008).

Echelles de gestion du P	Effectif de réponse (en %)
Echelle temporelle	
Décennie (entre 5 et 10 ans)	10
Annuelle	90
Echelle spatiale	
Exploitation agricole (application homogène sur toute la sole de l'exploitation)	5
Culture (application homogène sur l'ensemble de la sole de la culture)	90
Parcelle (application spécifique au triplet parcelle x sol x culture)	5

**Tableau 1: Echelles spatiales et temporelles de gestion du P dans les exploitations agricoles du Sud-Ouest de la France**

Il résulte de ces pratiques de gestion que les bilans entrées-sorties de P à l'échelle de la parcelle sont fortement structurés par l'espèce cultivée : des excédents de fertilisation par rapport aux besoins des cultures sont généralement observés pour les cultures de printemps exigeantes et à haute valeur ajoutée telles que les espèces légumières tandis des bilans plutôt équilibrés sont observés pour les espèces céréalières, en général moins exigeantes et moins rémunératrices (Figure 2).



**Figure 2: Bilans entrées-sorties de P des principales espèces cultivées dans le Sud-Ouest de la France (Bean1 et Bean2 désignent les 1ères et 2ndes cultures de haricot au cours d'une année, respectivement)**

Enfin, ces travaux ont souligné la forte dépendance des modes de production étudiés (production végétale hautement spécialisée, à très forte productivité, destinée à la transformation industrielle et à l'alimentation animale) vis-à-vis des engrais minéraux P : ceux-ci se sont avérés être des facteurs de production indispensables au maintien des niveaux de production élevés, sans possibilité de substitution aisément accessible (par exemple sous forme d'effluents d'élevage). En s'intéressant à une forme d'agriculture fortement insérée dans des circuits de commercialisation longs, essentiellement destinés à l'exportation vers la production animale dans des bassins de production distincts des lieux de la production végétale, ces travaux ont également ouvert un questionnement quant aux échelles et processus de bouclage du cycle des éléments minéraux. C'est ce questionnement nouveau dont je me suis saisi par la suite et que je présenterai dans les sections suivantes (voir Section 2.1.3).

### **2.1.2 Analyse des pratiques de fertilisation en agriculture biologique**

A la suite des travaux précédents, j'ai souhaité comprendre quelles étaient les pratiques de gestion de la ressource en P dans les exploitations agricoles conduites en agriculture biologique (AB). L'étude de ce mode de production était motivée par la forte contrainte qu'impose le cahier des charges en AB pour la conduite des cultures : puisque le recours aux engrais minéraux de synthèse y est interdit, la conduite des exploitations agricoles en AB soulève deux questions. D'une part, quel est l'effet de cette contrainte sur les pratiques de fertilisation des cultures et sur leur durabilité, notamment en termes d'entretien de la fertilité des sols ? D'autre part, comment les exploitations agricoles conduites en AB s'organisent-elles pour assurer leur approvisionnement en éléments minéraux et notamment en P<sup>6</sup> ? Plus précisément, ces travaux étaient destinés à questionner l'idée souvent considérée comme acquise que, en conditions tempérées, les exploitations agricoles privilégient la gestion de la fertilisation en azote (N) de leurs cultures au détriment de la fertilisation P et que, l'entrée de N dans les exploitations en AB étant assurée principalement par la mise en culture de légumineuses et non par la mobilisation d'amendements organiques. Il résulte de cette idée courante que les bilans de P sont souvent négatifs dans les exploitations biologiques sans élevage (Colomb et al., 2007; Colomb et al., 2013; Watson et al., 2002). Pour tester cette idée, j'ai encadré le stage de niveau M2 de Maxime Toublant au printemps 2009 et qui consistait à réaliser une série d'enquêtes auprès d'agriculteurs biologiques en Dordogne et Lot et Garonne afin d'en caractériser les pratiques de gestion du P. Ces travaux ont donné lieu à une publication parue en 2012<sup>7</sup>.

Le résultat majeur de ces travaux a été de montrer que le solde des bilans de P des exploitations agricoles conduites en AB était souvent positif mais n'était pas simplement déterminé par la présence ou l'absence d'animaux d'élevage dans les exploitations (Tableau 2). Ce résultat constitue donc une contradiction vis-à-vis de l'idée généralement acquise au sujet des bilans de fertilité dans les exploitations sans élevage. A l'inverse, ces travaux ont montré que les bilans de P étaient en fait déterminés par les pratiques d'importation de matières fertilisantes dans les exploitations agricoles : ce sont ces pratiques, elles-mêmes fonction de la disponibilité et de l'accessibilité des matières fertilisantes auprès des exploitations biologiques, qui déterminent si

---

<sup>6</sup> Le cas de l'azote est un peu moins important ici, bien que la disponibilité de cet élément joue un rôle clé dans les performances des cultures en AB. En effet, cet élément est le plus souvent introduit dans les exploitations conduites en AB par la voie de la fixation symbiotique, et des travaux agronomiques portant sur l'importance de cette fixation dans les systèmes en AB existent de longue date.

<sup>7</sup> Nesme, T., Toublant, M., Mollier, A., Morel, C., 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, 225-236.

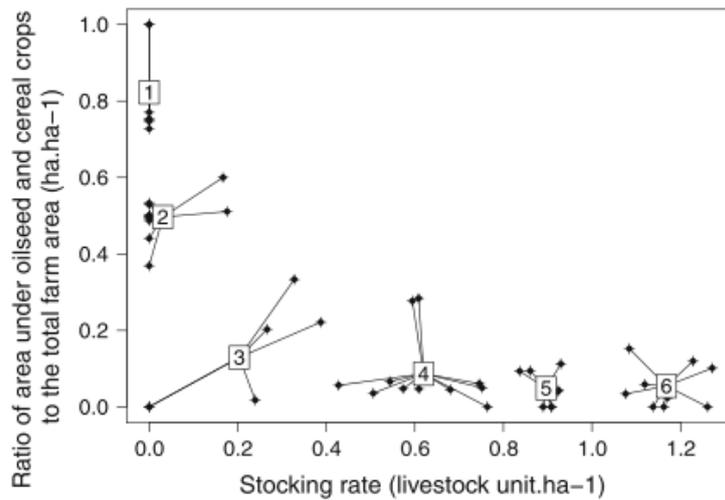
les bilans de fertilité montrent des valeurs positives ou négatives. En complément de ces résultats, il est apparu que des apports parfois conséquents de P dans les exploitations biologiques pouvaient être assurés par l'utilisation d'amendements organiques issus de l'agriculture conventionnelle ou de collectivités locales (par exemple sous forme de déchets verts) : ces amendements étaient issus de la région dans laquelle se trouvaient les producteurs, ce qui laisse penser que les échanges locaux de matière peuvent contribuer significativement à l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques. Ce dernier résultat a été à la source du questionnement initié lors de la thèse de Benjamin Nowak et qui sera présenté dans la Section 2.2.1.

Chargement animal (en UGB/ha de surface agricole)	Bilan de P à l'échelle de l'exploitation agricole (en kg P/ha/an +/- écart type)
<0.1 (n=11)	17.3 (+/- 4.2)
0.1-0.6 (n=4)	2.4 (+/- 0.7)
>0.6 (n=8)	4.3 (+/- 1.2)

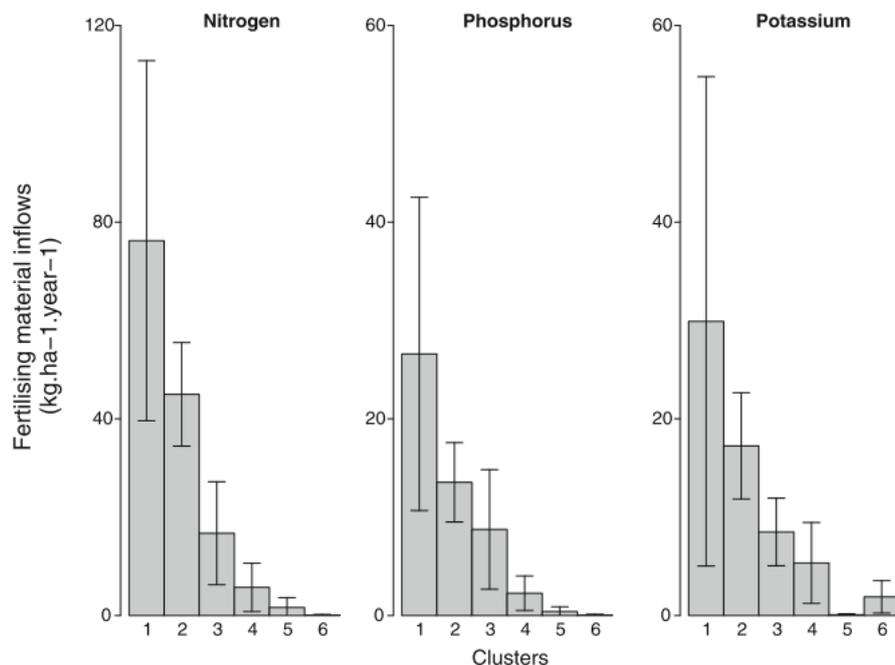
**Tableau 2: Bilan de P des exploitations agricoles biologiques selon leur chargement animal**

Ces premiers résultats ont été confirmés par l'analyse des pratiques de fertilisation sur un échantillon plus grand de 56 exploitations biologiques distribuées dans trois régions françaises dans le cadre du doctorat de Benjamin Nowak (cf Section 2.2.1). Dans ce cadre, nous avons cherché à calculer les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux des exploitations agricoles et d'identifier leurs déterminants à partir des caractéristiques structurelles des exploitations. L'analyse a alors montré que (i) les exploitations agricoles biologiques pouvaient être classées à l'aide d'une typologie fondées sur deux critères (la fraction de la SAU occupée par les céréales et oléagineux, vue comme un estimateur de la demande interne en éléments minéraux fertilisants des cultures, et le chargement animal, vu comme un estimateur de l'offre interne en éléments minéraux fertilisants des cultures, Figure 3) et que (ii) cette typologie explique largement l'intensité du recours aux matières fertilisantes par les exploitations biologiques (Figure 4). En effet, et sans grande surprise, les exploitations d'élevage (correspondant aux classes 5 et 6 de la Figure 3) sont celles qui importent le moins de produits fertilisants, l'essentiel des éléments minéraux apportés aux cultures de ces exploitations provenant du recyclage interne des effluents d'élevage ou de la fixation symbiotique des prairies. Ces travaux ont été publiés en 2013<sup>8</sup>.

<sup>8</sup> Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S. 2013. Disentangling the drivers of fertilising materials inflows in organic farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 96, 79-91.



**Figure 3: Classification des exploitations biologiques selon l'offre et la demande interne en éléments minéraux fertilisants des cultures**



**Figure 4: Intensité d'importation d'éléments minéraux fertilisants (engrais et amendements organiques) dans les exploitations agricoles biologiques selon les classes d'exploitations biologiques présentées dans la Figure 3**

### 2.1.3 Synthèse

Ces premiers travaux, conduits à l'échelle de l'exploitation agricole, ont apporté des éléments de compréhension utiles sur les pratiques de gestion de la ressource en P par les agriculteurs. Ils ont également permis d'éclaircir certains de leurs déterminants, ce qui est utile pour élaborer une modélisation de la gestion des ressources en P au sein des exploitations agricoles, sur laquelle nous reviendrons plus tard. Enfin, ces travaux ont permis d'approfondir l'évaluation des exploitations agricoles vis-à-vis de l'entretien de la fertilité P des sols. Toutefois, l'échelle spatiale de l'exploitation agricole s'est avérée clairement limitée si l'objectif est de comprendre les facteurs de bouclage du cycle des éléments minéraux. En effet, les résultats que j'ai obtenus

au sujet de la gestion du P en agriculture conventionnelle ont souligné que le cycle du P était en réalité largement ouvert à l'échelle de l'exploitation agricole : le bouclage de ce cycle ne pouvait être envisagé en fait qu'à une échelle spatiale beaucoup plus large puisque les produits végétaux générés étaient la plupart du temps exportés et consommés loin de leur lieu de production. En complément, les travaux menés en agriculture biologique ont souligné le rôle des échanges locaux de matières fertilisantes entre acteurs (exploitations agricoles, collectivités locales) sur le cycle du P : la contribution de ces échanges au recyclage de la ressource en P et au bouclage local du cycle des éléments peut parfois s'avérer importante. Ces conclusions m'ont conduit à infléchir par la suite significativement mon échelle d'investigation : j'ai ainsi décidé d'explorer de façon plus approfondie le fonctionnement du cycle des éléments minéraux à l'échelle du territoire.

## **2.2 Modélisation des flux d'éléments minéraux à l'échelle de petits territoires**

A la suite des travaux présentés précédemment, je me suis intéressé au cycle des éléments minéraux à l'échelle de territoires de dimension modeste, de l'ordre de 1000 km<sup>2</sup>. En effet, si le cycle des éléments minéraux est largement ouvert à l'échelle de l'exploitation agricole du fait de l'exportation de produits agricoles (a fortiori lorsque les exploitations correspondent à des formes d'agriculture de ferme), ce cycle a plus de chance d'être "bouclé" à une échelle spatiale supérieure telle que le territoire agricole : c'est en effet à cette échelle que peuvent se mettre en place des échanges de matières - et donc des flux d'éléments minéraux - entre exploitations agricoles spécialisées mais aussi entre acteurs économiques non agricoles tels que des vendeurs d'aliments du bétail, des fournisseurs de composts urbains, etc.

Ainsi, à partir de 2010, en orientant mes travaux sur l'échelle du territoire, mon objectif a été d'identifier, quantifier et modéliser les flux d'éléments minéraux associés aux flux de matières agricoles et agro-alimentaires entre acteurs économiques, tout en conservant explicite la contribution de chacun de ces acteurs à l'offre ou à la demande locale de matières. Pour cela, j'ai mobilisé une démarche inspirée de l'analyse des symbioses industrielles et de l'analyse des réseaux, que j'ai essayé d'enrichir à partir des connaissances agronomiques sur le fonctionnement des agroécosystèmes et sur les pratiques agricoles.

L'analyse des symbioses industrielles consiste à étudier dans quelles conditions les acteurs économiques dans un territoire peuvent échanger de la matière en faisant correspondre l'offre des uns avec la demande des autres, afin de mieux boucler localement le cycle des éléments minéraux, de l'énergie ou de l'eau (Golev et al., 2014). Cette démarche, fondée essentiellement sur l'analyse de terrain, éventuellement de façon participative avec les acteurs, mais encore peu objet de travaux de modélisation, nécessite de porter l'attention sur tous les types de matières échangeables que sont les substrats, les produits, les sous-produits et les déchets. L'analyse des réseaux consiste à analyser la façon dont différents agents (tels que des organismes biologiques ou des acteurs économiques) sont reliés entre eux dans un écosystème donné et à évaluer l'efficacité et la résilience du réseau face aux perturbations (Puma et al., 2015; Saavedra et al., 2011). L'analyse des réseaux s'intéresse aux agents présents mais aussi à la nature et à l'intensité des relations entre eux. Cette démarche, qui a fait l'objet de développements théoriques importants, a pour l'instant été jusqu'à présent peu appliquée aux agroécosystèmes (Alvarez et al., 2014; Rufino et al., 2009). Dans tous les cas, ces outils théoriques ont constitué une nouveauté pour mon unité de recherche d'accueil. C'est en m'appuyant sur des

collaborations ponctuelles<sup>9</sup> et sur l'acquisition de compétences que j'ai développé une certaine maîtrise de ces outils.

La démarche que j'ai développée repose sur la caractérisation fine des échanges de matière entre chaque acteur économique dans mes territoires d'étude. Cette démarche suppose l'élaboration d'une double typologie, portant sur les matières échangées et sur les acteurs en présence. De façon générale, on peut distinguer trois types d'acteurs jouant un rôle clé dans l'organisation des flux d'éléments minéraux via les échanges de matière dans les territoires ruraux : les exploitations agricoles, les organismes immédiatement amont (fournisseurs d'intrants tels que les livreurs d'engrais, fabricants d'aliments du bétail, etc.) ou immédiatement aval (collecteurs et 1<sup>er</sup> transformateurs tels que les laiteries, silos, abattoirs, etc.) des exploitations et les autres acteurs tels que les fournisseurs de déchets urbains ou les autres fournisseurs de matières organiques (petites industries de transformation alimentaire, scieries). Les matières considérées peuvent être des intrants utilisés en agriculture (engrais et amendements, aliments pour animaux, fourrages), des produits (grains, fruits et produits animaux, produits alimentaires transformés) ou des sous-produits (effluents, pailles). La méthode privilégiée pour collecter ces données dans les territoires reste l'enquête de terrain descriptive.

Dans un premier temps, j'ai choisi de me concentrer sur l'analyse des flux de matières, et donc d'éléments minéraux, entre exploitations agricoles. Ce choix était motivé par plusieurs raisons. D'une part, ces échanges représentent une fraction significative des flux de matières, et donc des flux d'éléments minéraux, au sein des territoires ruraux, ce que les résultats ci-dessous montreront. D'autre part, ces échanges ont généralement lieu sur de courtes distances (<50 km) et contribuent donc au bouclage du cycle des éléments minéraux à une échelle relativement locale, ce qui présente un intérêt pour protéger efficacement les ressources en éléments fertilisants. Je présente donc ci-après les travaux que j'ai menés à cette échelle, et qui ont porté d'une part sur l'analyse des échanges de matières entre exploitations biologiques et d'autre part sur les modalités d'interaction entre exploitations spécialisées respectivement en productions végétales et animales.

### **2.2.1 Analyse des flux d'éléments minéraux entre exploitations agricoles en agriculture biologique**

A la suite des travaux évoqués plus haut (voir Section 2.1.2), je me suis intéressé aux modalités d'échanges de matière en agriculture biologique. En effet, l'hypothèse centrale de ce travail était de considérer que, le cahier des charges de l'AB interdisant le recours aux engrais de synthèse, les exploitations conduites en AB ont dû développer des stratégies innovantes d'approvisionnement en éléments minéraux, en particulier en recourant à des échanges de matières en provenance d'autres exploitations agricoles voisines. Ainsi, j'ai considéré que les réseaux d'approvisionnement en éléments minéraux mis en place par les exploitations conduites en AB pouvaient être perçus comme des prototypes d'organisation de l'agriculture susceptibles de boucler le cycle des éléments minéraux et de limiter le recours aux engrais de synthèse. Dit autrement, ces stratégies d'approvisionnement, si elles fonctionnent, méritent d'être capitalisées – c'est-à-dire renseignées, évaluées et retranscrites – pour d'autres formes d'agriculture.

---

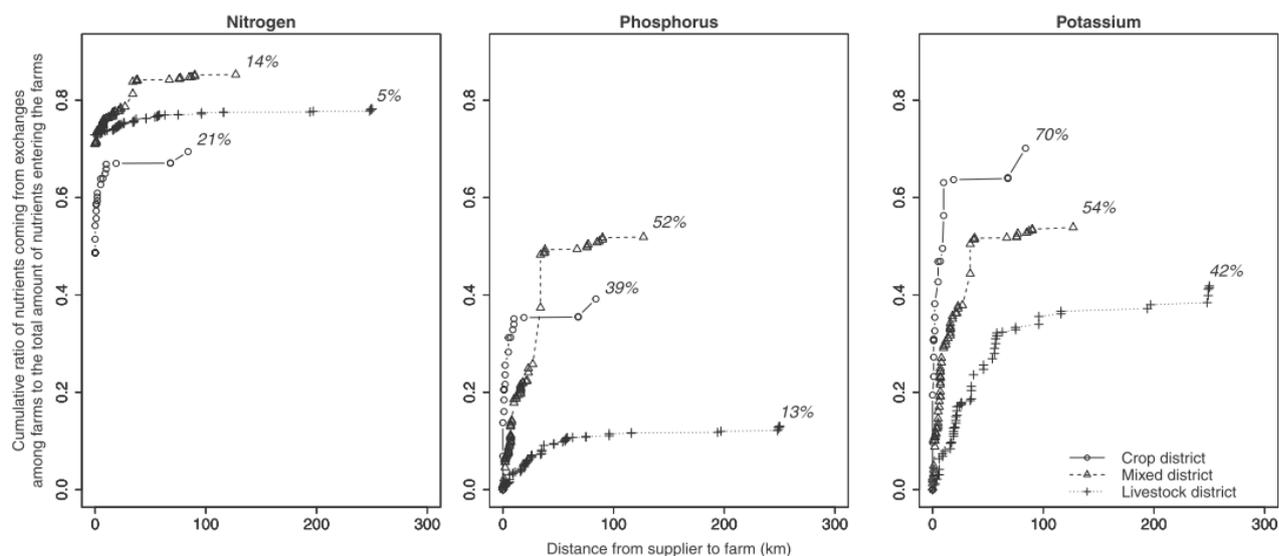
<sup>9</sup> Par exemple avec Maya Gonzalez (MCF en écologie dans l'unité ISPA) ou avec Hugues Boussard (ingénieur en modélisation dans l'unité SAD Paysage, Rennes).

Pour mener ce travail, j'ai monté et coordonné le projet GREMAB (Gestion des Ressources en Eléments Minéraux en AB, 2010-2013) financé dans le cadre du programme AgriBio3 de l'INRA. Ce projet impliquait des collègues chercheurs des unités TCEM (Bordeaux) et SAD-Armorique (Rennes) ainsi que de l'ISARA de Lyon. Je me suis également impliqué à cette même occasion dans le projet ANR DynRurABio (2011-2014) animé par Marc Tchamitchian (INRA, unité Ecodéveloppement), notamment dans la tâche portant sur le changement d'échelle en AB animée par Vincent Bretagnolle (CNRS Chizé). Enfin, l'essentiel de cette activité a reposé sur le doctorat de Benjamin Nowak (2010-2013) dont j'ai été l'encadrant principal, en co-encadrement avec Sylvain Pellerin (INRA, unité TCEM) et Christophe David (ISARA Lyon).

Concrètement, l'analyse des réseaux d'échanges de matières en agriculture biologique a été menée à l'aide d'enquêtes auprès d'agriculteurs sur leurs pratiques d'importations et d'exportations et de conduite de leurs exploitations. Les enquêtes ont été mises en œuvre dans trois territoires agricoles français différenciés selon leur degré de spécialisation : un territoire spécialisé dans les productions végétales (la Lomagne Gersoise), un territoire spécialisé dans les productions animales (le Pilat) et un territoire « mixte » (l'Ouest du Périgord). L'hypothèse sous-jacente à ce dispositif d'observation était que les réseaux d'échanges de matières (i) sont fortement structurés selon les productions agricoles dominantes et (ii) qu'ils sont d'autant plus intenses que la diversité des exploitations agricoles, et donc la potentielle complémentarité entre offre et demande en matières, est importante.

### **2.2.1.1 Effet de l'organisation du territoire**

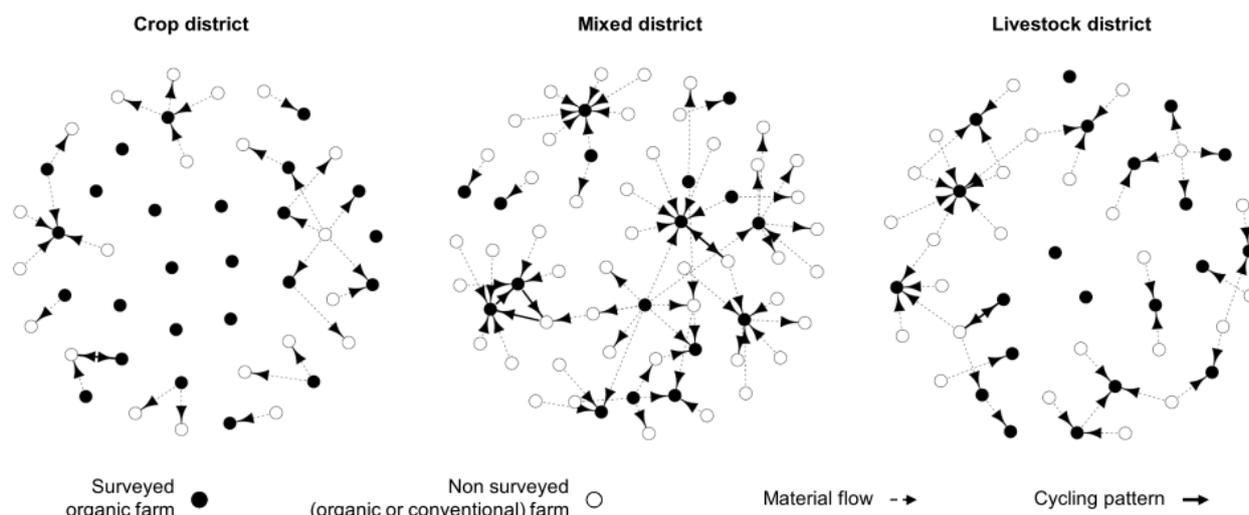
Les principaux résultats de ce travail ont confirmé que les échanges directs de matières entre exploitations agricoles dans les territoires peuvent contribuer de façon significative à l'approvisionnement de celles-ci en éléments minéraux : par exemple, plus de 40% du potassium entrant dans les exploitations en AB provient d'échanges directs avec d'autres exploitations (Figure 5). De même, il est apparu que ces échanges de matières entre exploitations agricoles ont lieu sur des distances relativement courtes (<50 km en général, voir Figure 5) : cela fait de ces échanges directs entre exploitations des facteurs importants du bouclage du cycle des éléments minéraux à l'échelle locale.



**Figure 5: Distances parcourues par les flux entrants d'éléments minéraux dans les exploitations agricoles biologiques pour les trois territoires considérés<sup>10</sup>**

Les résultats ont par ailleurs montré que le type et la diversité des productions agricoles dominantes agissaient comme des déterminants forts des échanges de matières dans le territoire. Par exemple, il est apparu que les échanges directs de P entre exploitations situées en région spécialisée d'élevage étaient modestes (de l'ordre de 13% du P entrant dans les fermes biologiques en question, voir Figure 5) à cause d'un déficit de production de concentrés dans cette région, tandis que ces échanges étaient nettement plus élevés dans les régions mixtes ou spécialisées dans les productions végétales. De même, il est apparu que la diversité régionale des productions contribuait à structurer les échanges de matières inter-exploitations : en moyenne le nombre d'exploitations agricoles partenaires d'une exploitation AB était plus élevé dans le territoire mixte comparé aux territoires spécialisés (Figure 6), faisant apparaître des boucles de recyclage entre exploitations. Dit autrement, les échanges de matières étaient plus intenses entre exploitations dans le territoire diversifié que dans les territoires spécialisés.

<sup>10</sup> Les nombres indiqués en italique sur la figure renvoient à la contribution des échanges directs entre exploitations agricoles exprimée par rapport au flux total d'éléments minéraux entrant dans les exploitations agricoles. Chaque point représente un échange direct entre exploitations agricoles. Pour l'azote, l'ordonnée à l'origine représente l'influx depuis l'atmosphère via la fixation symbiotique et le dépôt atmosphérique.



**Figure 6: Représentation des échanges de matière entre exploitations agricoles pour les trois territoires considérés**

Ces échanges plus intenses entre exploitations ont abouti à un recyclage local plus important des éléments minéraux dans le territoire mixte comparé aux territoires spécialisés : l'autonomie et l'indice de recyclage du P étaient clairement les plus importants dans le territoire mixte (Tableau 3), ce qui était rendu possible par la complémentarité des productions agricoles dans le territoire. Ces résultats ont donné lieu à une publication parue en 2015<sup>11</sup> ainsi qu'à deux communications orales à colloque national et international.

	Territoire spécialisé en productions végétale	Territoire mixte	Territoire spécialisé en productions animales
Autonomie <sup>12</sup> (%)	39	52	13
Indice de recyclage <sup>13</sup> (%)	0	20	0

**Tableau 3: Autonomie et indice de recyclage du P des exploitations agricoles AB dans les trois territoires considérés**

### 2.2.1.2 Estimation de la dépendance à l'agriculture conventionnelle

L'analyse des résultats a également montré que les importations de matières dans les exploitations biologiques pouvaient impliquer des exploitations conventionnelles. En effet, si le cahier des charges européen de l'AB interdit le recours aux engrais de synthèse ainsi que l'utilisation d'aliments concentrés conventionnels, il laisse une porte ouverte quant à l'usage de fumiers, de paille pour la litière voire parfois de fourrage en provenance de l'agriculture conventionnelle. Ces importations en provenance de l'agriculture conventionnelle représentent des transferts d'éléments minéraux vers les exploitations AB, dont une partie est héritée des engrais minéraux de synthèse appliqués dans les fermes conventionnelles. Cela représente, d'une certaine façon, une forme de dépendance de l'AB à l'agriculture conventionnelle et donc,

<sup>11</sup> Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S. Nutrient cycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 204, 17-26.

<sup>12</sup> L'autonomie désigne la fraction des éléments minéraux entrant dans les exploitations AB qui provient d'autres exploitations du territoire. Elle est calculée à l'échelle de l'exploitation AB puis moyennée pour l'ensemble des exploitations AB du territoire.

<sup>13</sup> L'indice de recyclage désigne la fraction des éléments minéraux entrant dans les exploitations AB qui provient des mêmes exploitations AB après passage dans une autre exploitation du territoire. Cet indice est calculé à l'échelle du réseau d'exploitations du territoire.

indirectement, aux engrais de synthèse. J'ai alors cherché à estimer la contribution de ces produits conventionnels à l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques.

Toujours à l'aide d'enquêtes de terrain auprès des agriculteurs des trois territoires présentés plus haut, nous avons estimé l'importance des importations de produits conventionnels dans les fermes biologiques. Il est apparu que les entrées d'éléments minéraux en provenance d'exploitations conventionnelles étaient importantes, de l'ordre de 23% et 73% des entrées de N et de P dans les exploitations AB, respectivement (Figure 7). La valeur faible pour le N s'explique par le fait que l'essentiel de l'azote qui rentre dans les exploitations biologiques se produit par la voie de la fixation symbiotique, ce qui n'est pas possible ni pour P ni pour K. Il convient également de garder à l'esprit le fait que l'analyse s'est concentrée sur les flux entrants dans les exploitations agricoles, sans tenir compte du recyclage des éléments au sein des exploitations. Dans tous les cas, ces résultats montrent une certaine forme de dépendance des exploitations biologiques vis-à-vis de l'agriculture conventionnelle pour leur approvisionnement en P et dans une moindre mesure pour leur approvisionnement en K. Ces travaux ont donné lieu à une publication parue en 2013<sup>14</sup>, à plusieurs communications à colloques internationaux et nationaux ainsi qu'à une reprise assez active sur différents blogues et media sociaux.

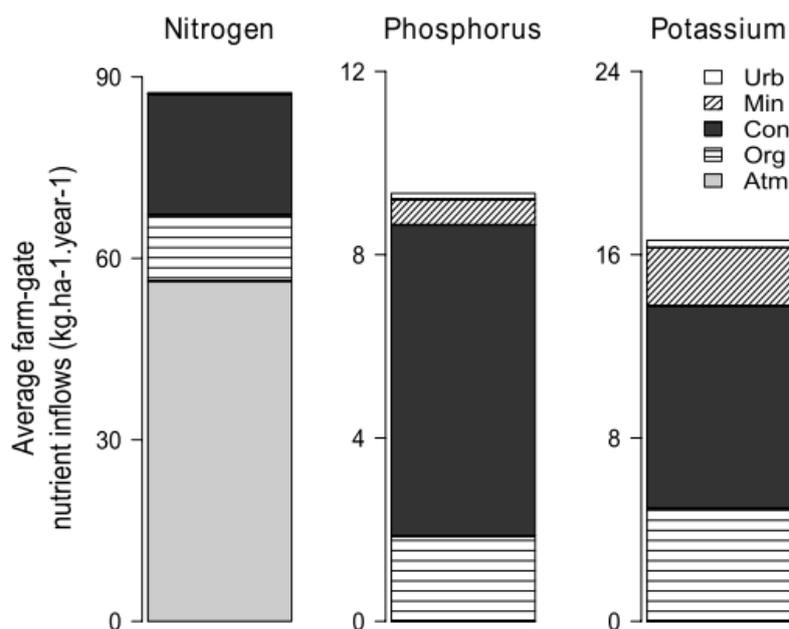


Figure 7: Origine des éléments minéraux entrants dans les exploitations AB des trois territoires considérés<sup>15</sup>

Le résultat précédent ayant montré une certaine forme de dépendance de l'AB vis-à-vis de l'agriculture conventionnelle pour son approvisionnement en P, j'ai souhaité approfondir cette question en estimant dans quelle mesure l'AB est dépendante des engrais P dits de synthèse<sup>16</sup>.

<sup>14</sup> Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S. 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environmental Research Letter*, 8, 044045.

<sup>15</sup> 'Atm' réfère aux entrées par voie atmosphérique, 'Org' réfère aux entrées en provenance d'autres exploitations AB, 'Con' réfère aux entrées en provenance d'exploitations conventionnelles, 'Min' réfère aux entrées sous forme minérale (par exemple sous forme de roche broyée non traitées chimiquement) et 'Urb' réfère aux entrées en provenance de sources urbaines (par exemple sous forme de compost urbain).

<sup>16</sup> Au sens strict, les engrais minéraux P utilisés en agriculture conventionnelle ne sont pas « de synthèse » : ceux-ci sont produits à partir de roches phosphatées finement broyées puis attaquées à l'acide afin d'en augmenter la

Pour cela, j'ai simplifié la question en assimilant la "dépendance" aux engrais de synthèse avec la fraction des produits biologiques qui est héritée des engrais de synthèse. Deux voies d'héritage doivent alors être considérées : d'une part l'importation de produits conventionnels, dont une partie du P qu'ils contiennent est héritée des engrais de synthèse. D'autre part le prélèvement des cultures biologiques dans le stock de P du sol constitué par apports d'engrais de synthèse avant la conversion vers l'AB.

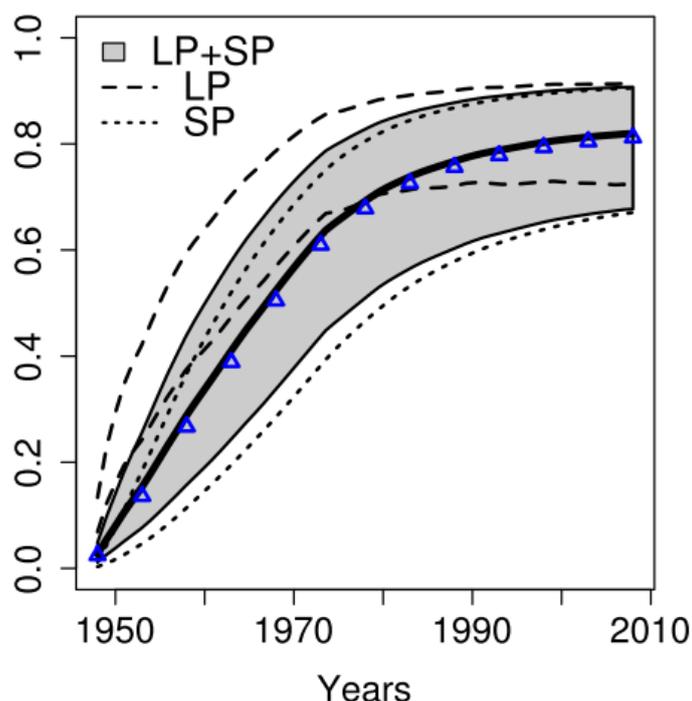
Pour explorer la 1<sup>ère</sup> voie d'héritage, j'ai d'abord cherché à estimer la signature anthropogénique P des produits conventionnels susceptibles d'être importés par les exploitations AB. Cette signature est définie comme la fraction du P contenu dans les produits végétaux ou animaux qui est héritée d'engrais de synthèse. Elle a été estimée à l'aide d'un modèle biogéochimique simple partitionnant le P du sol en deux grands compartiments (le P géogénique et le P anthropogénique) et retraçant l'historique d'échanges entre ces deux compartiments sous l'effet des apports d'engrais P de synthèse, de produits organiques, d'exportation de biomasse et de pertes vers les eaux depuis les débuts de l'utilisation des engrais de synthèse P (c'est-à-dire depuis 1945 en France). Le modèle calcule ainsi pas à pas, c'est-à-dire année par année, la taille respective des deux compartiments géogénique et anthropogénique du sol et détermine la signature des produits organiques élaborés à partir de ces sols. Compte-tenu de la disponibilité des données, ce modèle a été élaboré à l'échelle de la France entière uniquement : les données manquaient pour le faire tourner à une échelle plus fine qui aurait correspondu aux trois territoires d'étude. La sortie du modèle correspond donc à la signature anthropogénique moyenne en P des produits agricoles végétaux et animaux français. La part de la production AB restant très faible en France (de l'ordre de 4% de la SAU en 2015), nous avons assimilé cette signature anthropogénique calculée à l'échelle nationale à celle des produits conventionnels.

Les résultats obtenus ont montré que la signature anthropogénique P des sols agricoles français était très élevée, de l'ordre de 82% en 2009 (Figure 8). Par construction, cette signature était égale à celle des produits végétaux élaborés sur les sols agricoles français à cette même date. Cela signifie donc que l'essentiel du P contenu dans les produits conventionnel provient, de façon récente ou plus ancienne, d'apports d'engrais de synthèse effectués sur les sols. Ces travaux de modélisation, que j'ai initiés, ont fortement impliqué Benjamin Nowak en tant que doctorant ainsi que mon collègue Bruno Ringeval (INRA, unité ISPA). Ils ont donné lieu à une publication parue en 2014<sup>17</sup>.

---

solubilité. Ces engrais P « de synthèse » sont interdits en AB. Toutefois, par analogie avec les engrais minéraux N élaborés selon le procédé industriel Haber-Bosch, on parlera d'engrais de synthèse pour désigner les engrais P traités à l'acide.

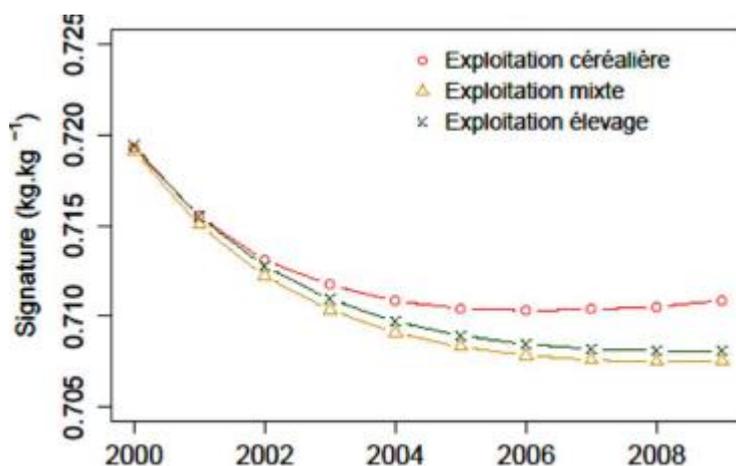
<sup>17</sup> Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M., Pellerin, S. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28, <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004842>.



**Figure 8: Evolution de la signature anthropogénique des compartiments 'P labile' (LP) et 'P stable' (SP) des sols agricoles français. Le trait continu en gras indique la signature moyenne des sols français.**

Ce modèle a ensuite été couplé aux données dont nous disposons sur les pratiques de production et d'échanges de matières entre exploitations agricoles. Cela a permis d'estimer la fraction du P des produits biologiques qui dérivent des engrais de synthèse par suite d'échanges de matières avec des exploitations conventionnelles. Enfin, le modèle a été utilisé pour apprécier la 2<sup>nde</sup> voie d'héritage vis-à-vis des engrais de synthèse : le modèle a en effet été utilisé pour estimer la signature anthropogénique des sols agricoles avant leur conversion à l'AB, en formant une hypothèse sur la date moyenne de conversion des exploitations agricoles à l'AB.

Les résultats obtenus ont montré que la signature anthropogénique P des produits végétaux biologiques restait élevée, de l'ordre de 71%, et ce quel que soit le type d'exploitations AB considérée (Figure 9). Cette valeur élevée résulte principalement de la 2<sup>nde</sup> voie d'héritage vis-à-vis des engrais de synthèse : en effet, la valeur forte de la signature anthropogénique P des sols conventionnels, c'est-à-dire avant leur conversion à l'AB, contribue très largement à la signature élevée des produits biologiques. Celle-ci résulte également, mais dans une moindre mesure, de la 1<sup>ère</sup> voie d'héritage, c'est-à-dire associée à la signature des produits conventionnels ou AB qui rentrent dans les exploitations AB : le fait que les produits qui rentrent dans les fermes AB aient déjà une signature élevée limite les possibilités de « dilution » de la signature P des produits biologiques. Toutefois, cet effet associé à l'importation de produits dans les fermes reste modeste puisqu'un scénario dans lequel l'ensemble des produits qui rentreraient dans les fermes serait d'origine biologique ne modifie qu'à peine la signature globale des produits biologiques. Ces travaux ont fait partie du doctorat de Benjamin Nowak mais n'ont pas encore donné lieu à publication.



**Figure 9: Evolution de la signature anthropogénique P des produits végétaux issus de trois types d'exploitations AB (production végétale, polyculture-élevage ou élevage). L'attention du lecteur est attirée sur l'échelle des ordonnées, qui ne montre que des variations très modestes**

Ces résultats suggèrent, qu'aujourd'hui en France, l'AB tire l'essentiel de son P des engrais de synthèse qui ont été appliqués dans le passé ou qui continuent de l'être dans les fermes conventionnelles qui échangent des matières avec des fermes biologiques. Cette forme de "dépendance" historique aux engrais de synthèse interroge : elle suggère que sans les apports d'engrais de synthèse passés, la contrainte phosphatée serait certainement plus forte dans les systèmes en AB. Dit autrement, pour les pays qui n'ont pas bénéficié d'apports historiques importants d'engrais de synthèse, il est possible que le développement de l'AB soit fortement contraint ou du moins que les agriculteurs biologiques doivent y développer des stratégies encore plus innovantes d'approvisionnement en P que celles repérées en France. L'ensemble de ces résultats alimente la réflexion quant au potentiel d'expansion de l'AB, sur lequel nous reviendrons dans la dernière partie.

## 2.2.2 Analyse des modalités d'intégration des cultures et des élevages

Sur la base des travaux de doctorat de Benjamin Nowak qui ont montré que l'association locale des cultures et des élevages à l'échelle de petits territoires permettait, dans une certaine mesure, de mieux recycler les éléments minéraux et de boucler localement leur cycle (Section 2.2.1.1), j'ai décidé d'approfondir ce sujet. Plus précisément, ma motivation était guidée par le fait que les élevages apparaissent comme des moteurs puissants des flux de matières agricoles, via leur consommation de fourrages et d'aliments du bétail et via leur production d'effluents à valeur fertilisante. A l'inverse, les systèmes spécialisés dans les productions végétales apparaissent comme des consommateurs importants de fertilisants minéraux (voir Section 2.1), constituant autant de points d'entrée de N et P réactifs dans la Biosphère. Dans ce cadre, mon objectif a été d'explorer différentes modalités d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle de petits territoires agricoles, c'est-à-dire dans lesquels les cultures et les animaux sont distribués dans des exploitations spécialisées (respectivement en productions végétales et en productions animales) mais pour lesquels des modalités d'intégration entre ces activités persistent via des processus de coopération entre exploitations spécialisées. J'ai alors cherché à évaluer ces modalités d'intégration en termes de fonctionnement des exploitations agricoles et de des flux d'éléments minéraux au sein des territoires. Ce choix de travailler sur les systèmes spécialisés était justifié par deux raisons : (i) d'une part l'abondance de la littérature scientifique et des actions de recherche déjà existantes sur les systèmes de polyculture-élevage à l'échelle de l'exploitation agricole (Bonaudo et al., 2014; de Moraes et al., 2013; Eisler et al., 2014;

Lemaire et al., 2014; Moraine et al., 2014; Peyraud et al., 2014; Ryschawy et al., 2012; Salton et al., 2013) ; et (ii) d'autre part le fait que les statistiques publiques montrent un effondrement des effectifs d'exploitations de type polyculture-élevage en Europe. En effet, en 2013, seulement 14% des fermes européennes étaient du type polyculture-élevage, contre 52% spécialisées en cultures et 34% spécialisées en élevage. Ceci suggère que la spécialisation des exploitations agricoles est une tendance très lourde, justifiée par de nombreux facteurs qui ne seront pas développés ici (Gaigné et al., 2011). Dit autrement, il est assez peu probable qu'un retour massif soit opéré dans les prochaines années vers les systèmes diversifiés à l'échelle de l'exploitation agricole tandis qu'il reste plus possible que la diversification cultures-élevages soit opérée à l'échelle du territoire, entre exploitations spécialisées.

Pour mener ce travail, je me suis investi dans le projet européen Cantotogether (Crops and Animals Together, 2012-2015, <http://www.fp7cantotogether.eu/index.php>), depuis la conception du projet jusqu'à une partie de son animation. Ce projet rassemble 27 partenaires originaires de 10 pays différents afin de concevoir et d'évaluer des systèmes associant cultures et élevages à l'échelle de la ferme ou du territoire. Dans ce projet, j'ai coordonné la Tâche 3.3 visant à évaluer les modalités existantes d'intégration à l'échelle du territoire. Ce projet a également servi de support au post-doctorat de John Regan (2013-2015) que j'ai encadré seul et qui a porté sur l'analyse de quatre modalités d'association cultures-élevage à l'échelle du territoire au sein de différentes zones biogéographiques en Europe. L'animation de cette Tâche 3.3 et le postdoctorat de John Regan a contribué à la mise en place de collaborations avec des partenaires dans quatre pays européens (Suisse, Espagne, Pays-Bas et France).

Les différentes modalités étudiées d'intégration des cultures et des élevages entre exploitations spécialisées ont été les suivantes : (i) échanges de biomasse (grain et paille vs effluents), (ii) échanges de terres, (iii) échanges animaux à différents stades de leur carrière entre régions de plaines et de montagne et (iv) échanges de fourrages verts et déshydratés et de cultures énergétiques entre exploitations via une unité de déshydratation du fourrage. Chacun de ces quatre types correspond à un ou plusieurs cas d'étude situés en Europe de l'Ouest (France, Irlande, Espagne, Pays-Bas, Suisse). Dans chaque cas d'étude, nous nous sommes efforcés d'établir un dispositif d'observation proche d'un dispositif expérimental : chaque modalité d'intégration culture-élevage à l'échelle du territoire (c'est-à-dire entre exploitations spécialisées) peut être comparée d'une part à une modalité d'intégration culture-élevage à l'échelle de l'exploitation agricole (c'est-à-dire au sein d'exploitations de polyculture-élevage) et d'autre part à une modalité de non-intégration territoriale entre exploitations spécialisées (Figure 10). Enfin, dans chacun des cas, l'objectif a été d'apprécier les propriétés des exploitations agricoles ainsi que des réseaux d'exploitations coopérant entre elles en termes de propriétés métaboliques (intensité et efficacité d'utilisation des intrants) et de services écosystémiques délivrés (production alimentaire, régulation des bioagresseurs, stockage du carbone dans les sols).

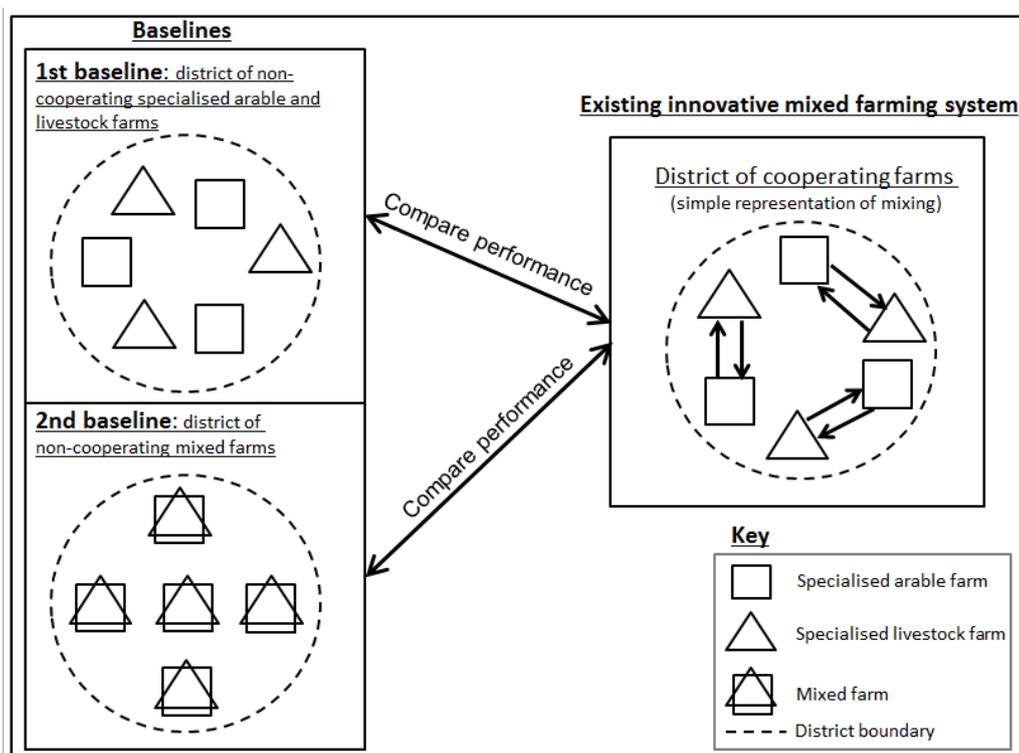


Figure 10: Dispositif général d'observation des modalités d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle de territoires agricoles

Les résultats montrent que la mise en œuvre de processus d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle de territoires agricoles ne s'accompagne pas nécessairement d'une réduction de la consommation d'intrants par les exploitations agricoles. En effet, les exploitations engagées dans un processus de coopération à l'échelle du territoire –souvent depuis une dizaine d'années– accèdent à des ressources nouvellement disponibles (telles que des terres productives ou épandables, du fourrage, des concentrés, du travail disponible, etc.) de la valorisation de leurs avantages comparatifs dans le processus de coopération. Cependant, c'est la façon dont les agriculteurs valorisent ces ressources additionnelles qui détermine les performances environnementales de l'intégration : soit ces ressources sont utilisées pour intensifier et accroître la spécialisation des systèmes de production –ce qui conduit à des gains d'efficacité métabolique mais rarement à des gains de services écosystémiques– soit ces ressources sont utilisées pour diversifier les systèmes de production, sans faire appel à des ressources exogènes au territoire –ce qui conduit à des gains plus nets en termes métaboliques et écosystémiques.

L'analyse des cas d'étude montrent que, la plupart du temps, les agriculteurs utilisent les ressources nouvellement disponibles pour intensifier leur production (par exemple en termes de chargement animal pour les exploitations d'élevage ou de fréquence de retour pour les exploitations de cultures). Cela est illustré par le cas d'étude espagnol dans lequel les exploitations d'élevage engagées dans un processus d'échanges pailles/fumiers présentaient des bilans d'éléments minéraux bien supérieurs à ceux des exploitations non-engagées dans un processus de coopération : pour les exploitations laitières, ces résultats s'expliquent par le fait que les agriculteurs ont choisi de valoriser le gain de surfaces épandables en augmentant leurs chargements animaux jusqu'à des niveaux très élevés proches des systèmes complètement hors-sol. Cette augmentation des chargements conduit ces exploitations laitières à augmenter de façon plus que proportionnelle leurs besoins en aliments du bétail. Pour les exploitations de cultures, ces résultats s'expliquent par le fait que ces exploitations ont également intensifié leurs systèmes de production en développant des cultures à hauts niveaux de rendement, associés fréquemment à l'utilisation d'irrigation (Tableau 4).

Terme du bilan (kg N/ha)	Exploitations non coopérantes			Exploitations coopérantes	
	Spécialisées lait (3.5 UGB/ha)	Spécialisées cultures (0 UGB/ha)	Polyculture-élevage (0.66 UGB/ha)	Spécialisées lait (6.6 UGB/ha)	Spécialisées cultures (0 UGB/ha)
<b>Entrées</b>					
<i>Engrais minéraux</i>	2	66	100	71	163
<i>Fumiers importés</i>	0	0	0	0	30
<i>Fourrages importés</i>	58	0	4	380	0
<i>Concentrés importés</i>	315	0	53	537	0
<i>Autres apports (dont fixation)</i>	136	35	91	106	88
<b>Sorties</b>					
<i>Fumiers exportés</i>	7	0	0	366	0
<i>Fourrages et paille exportés</i>	5	77	107	1	201
<i>Produits animaux</i>	154	0	39	269	0
<b>Solde</b>	<b>344</b>	<b>23</b>	<b>102</b>	<b>458</b>	<b>80</b>

**Tableau 4: Bilan entrées/sorties d'azote d'exploitations engagées ou non dans un processus d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle du territoire en Espagne**

Ces résultats plutôt contre-intuitifs ont également été retrouvés en Suisse : là encore, il apparaît que les exploitations engagées dans un processus d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle du territoire présentent des niveaux de consommation d'intrants supérieurs à ceux observés dans les exploitations non-engagées dans un processus de coopération. Dans le cas présent, la coopération entre exploitations spécialisées repose sur l'envoi de génisses par les exploitations laitières de plaine vers des exploitations de montagne qui retournent les animaux prêts à vèler vers la plaine au bout de quelques mois. Il apparaît alors que les exploitations de plaine ne profitent pas de la libération de l'espace que représente l'envoi de génisses en altitude –il n'est en effet plus nécessaire de produire le fourrage nécessité par ces animaux en plaine– pour augmenter leur production de céréales et ainsi améliorer leur autonomie en concentrés. A l'inverse, les exploitations de plaine profitent de cette opportunité pour augmenter leur nombre de vaches en lactation, voire pour introduire des cultures de rente telles que des betteraves sucrières ou des pommes de terre sur l'espace libéré, ce qui résulte certes en une amélioration de la marge nette mais également en une détérioration de l'autonomie en concentrés (Tableau 5). Des résultats similaires ont été obtenus dans les cas d'étude français et néerlandais. Il n'est toutefois pas évident de savoir si le caractère intensif des exploitations coopérantes résulte de la mise en place de modalités d'intégration des cultures et des élevages ou si l'intensification préexiste à cette intégration, celle-ci permettant par exemple de faire face à des surplus d'effluents. L'ensemble de ces travaux vient d'être accepté avec révisions majeures<sup>18</sup>.

<sup>18</sup> Regan, J., Marton, S., Barrantes, O., Ruane, E., Hanegraaf, M., Berland, J., Reine, R., Korevaar, H., Pellerin, S., Nesme, T. Does the recoupling of dairy and crop production at the district level lead to environmental benefits? A case-study approach in Europe. Accepted with major revisions in *European Journal of Agronomy* (Dec 2015).

	Exploitations non coopérantes		Exploitations coopérantes	
	Lait, plaine	Lait, montagne	Lait, plaine	Elevage de génisses, montagne
Part de la SAU en céréales, oléagineux et protéagineux (%)	20.3	0	21	4.7
Nb de vaches en lactation par ha	1.45	1.15	1.68	0.05
Production laitière par vache (L)	8639	7701	8626	-
Autonomie en concentrés (%)	15	0.0	9	13
Solde du bilan N (kg N/ha)	198	107	124	49
Produit brut issu de la vente du lait et des animaux (CHF/ha)	8,806	5,489	10,145	2,757
Produit brut issu de la vente des cultures (CHF/ha)	538	0.00	1,156	101
Marge nette (CHF/ha)	2,404	2,435	5,700	3,881

**Tableau 5: Propriétés des exploitations engagées ou non dans un processus d'intégration des cultures et des élevages à l'échelle du territoire en Suisse**

### 2.2.3 Synthèse

Les résultats présentés ci-dessus montrent que les échanges directs de matières entre exploitations agricoles au sein de petits territoires (i) contribuent de façon significative à l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations et (ii) contribuent au bouclage du cycle des éléments minéraux à l'échelle locale, en particulier lorsqu'une contrainte forte est posée sur l'approvisionnement en éléments minéraux. Ces résultats montrent en particulier que la plupart des échanges se réalisent entre les cultures et les élevages, ces derniers agissant comme une force motrice des échanges de matière dans les territoires. Pour ce faire, la diversité des productions agricoles dans les territoires apparaît comme une condition *sine qua non* des échanges de matières entre exploitations. Toutefois, ces résultats montrent également que l'échange de matières entre exploitations n'est pas nécessairement synonyme d'économie d'intrants, notamment de fertilisants minéraux, ce qui soulève des questions sur les conditions de régulation à mettre en place dans les territoires pour éviter que la coopération entre exploitations agricoles ne s'accompagne d'effets rebonds et de l'intensification du recours aux intrants.

Ces premiers résultats m'ont conforté dans le choix du territoire comme d'un niveau d'organisation pertinent pour étudier les conditions du bouclage du cycle des éléments minéraux localement. Toutefois, les résultats présentés ici ne sont centrés que sur les échanges directs entre exploitations agricoles. Ils doivent donc être élargis, notamment en considérant une gamme plus large d'acteurs économiques (fournisseurs d'intrants, collecteurs de produits agricoles, etc.) et de modalités d'interaction si l'on souhaite avoir une vision plus complète du fonctionnement des cycles des éléments dans les territoires.

## 2.3 Modélisation et quantification des flux d'éléments minéraux à large échelle

En parallèle des travaux évoqués précédemment, j'ai également conduit des recherches au sujet des effets de l'agriculture sur les cycles biogéochimiques à des échelles spatiales larges. Sur ce dernier point, j'entends par échelles spatiales larges les échelles supérieures à la région administrative et pouvant aller jusqu'à la planète en passant par le pays ou le continent. Ce sont ces travaux que je présente dans cette section, l'ensemble tirant sa cohérence de la finalité poursuivie. Ces travaux s'inscrivent en effet dans une finalité d'évaluation de l'effet de l'agriculture et de son organisation sur les flux d'éléments minéraux, et en particulier de P. A ce titre, ils contribuent moins à la définition de systèmes agricoles qui boucleraient mieux les cycles des éléments minéraux mais plus à mettre en évidence les forces motrices des flux d'éléments minéraux qui s'exercent à large échelle. Il s'agit souvent de variables de forçage peu considérées par les agronomes –parce que très éloignées fonctionnellement des échelles plus familières aux agronomes que sont la parcelle et l'exploitation– telles que les pratiques de consommation alimentaire, l'organisation des chaînes de production alimentaire, la distribution spatiale des bassins de production et de consommation, etc. Je reviendrai sur ces variables un peu plus loin, sans pour autant prétendre à une exploration systématique de celles-ci.

Dans la présentation qui suit, l'agriculture et les pratiques agricoles sont toujours représentées à un grain supérieur à l'exploitation agricole et sont souvent décrites à l'aide de variables synthétiques simples, simplification en grande partie inhérente à l'échelle d'étude abordée. Ces variables descriptives sont telles que le chargement animal, l'usage des sols, les niveaux de productivité et d'usage des intrants, etc. L'activité de production agricole est ainsi souvent modélisée sous forme de grands compartiments agrégatifs tels que les sols, les cultures ou les animaux d'élevage : par exemple, dans les exemples présentés ci-dessous, l'ensemble des animaux d'élevage du système d'étude sera regroupé sous le compartiment "animaux" sans porter attention à la distribution spatiale ou fonctionnelle desdits animaux au sein du système d'étude. Cette démarche est très classique lorsque l'on met en œuvre l'Analyse des Flux de Matière (MFA en anglais), une méthode que je vais abondamment utiliser dans la suite de la présentation (Brunner, 2010; Li et al., 2012). Celle-ci consiste à modéliser l'objet d'étude (par exemple un pays) sous forme de grands compartiments agrégés et de flux de matières entre ces compartiments. Ces flux de matières sont renseignés à l'aide de données statistiques, le plus souvent issues de bases de données publiques, puis sont convertis en flux d'éléments minéraux en faisant intervenir la concentration en éléments minéraux des matières étudiées. Les stocks associés aux principaux compartiments sont également quantifiés tandis que la cohérence d'ensemble est assurée par l'application de la loi de conservation de la matière. Ces modèles étant souvent renseignés à l'aide de données statistiques d'origine très diverses (d'autant plus si le système étudié est complexe), la qualité de ces données constitue souvent un enjeu de la validité des MFA.

Les MFA sont des outils fondamentaux de l'ingénierie des ressources et de l'écologie industrielle<sup>19</sup> (Allesch and Brunner, 2015). Ils offrent un cadre intéressant pour l'estimation de l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux de différents secteurs de production ou d'un même secteur dans différents contextes. Ils permettent également d'identifier, de quantifier et de hiérarchiser les processus de stockage et de fuites d'éléments minéraux ainsi que les opportunités de recyclage. Les MFA peuvent aussi s'avérer utiles pour l'élaboration de modèles mathématiques et dynamiques de flux et de stocks d'éléments minéraux dans les socio-systèmes. Etant des outils très génériques, ils présentent l'intérêt de pouvoir être

---

<sup>19</sup> L'écologie industrielle peut se définir comme l'étude des flux de matières et d'énergie au sein de l'économie mondiale modélisée comme un réseau de procédés industriels qui extraient des ressources et les transforment en biens de consommation.

appliqués à différents secteurs économiques (production agricole, transformation industrielle, gestion des déchets, etc.) et à des objets complexes composés de multiples compartiments et flux. De ce fait, ils permettent d'analyser de façon systémique des socio-systèmes complexes et de souligner les connections que l'agriculture entretient avec les autres secteurs économiques utilisant la biomasse et les éléments minéraux. Depuis leur apparition dans la littérature scientifique, ces modèles ont été largement appliqués à différentes échelles, allant de la région jusqu'à la planète, et sur une gamme très large d'éléments minéraux (Chen and Graedel, 2012; Cooper and Carliell-Marquet, 2013; Matsumoto et al., 2010; Mishima et al., 2010; Villalba et al., 2008).

Les travaux que je présente ci-dessous ont été organisés selon l'échelle spatiale considérée, en allant de la grande région administrative à la planète. Souvent, mais pas toujours, cet élargissement des échelles spatiales s'accompagne de l'extension des durées considérées, allant de quelques années au siècle. Il s'agit dans tous les cas de travaux plutôt novateurs pour les agronomes travaillant sur les cycles des éléments minéraux : les exemples présentés ci-dessous constituent en effet un déplacement d'échelle qui n'avait pas de précédent dans mon unité de recherche ni, à ma connaissance, à l'INRA. Si j'ai été, avec d'autres, à l'origine de ce déplacement, ces travaux ont depuis été renforcés en matière de production scientifique comme de programmes d'animation de la recherche (par exemple par le recrutement de Bruno Ringeval comme CR2 dans l'unité ISPA ou l'émergence d'un "enjeu structurant" autour du bouclage des cycles N et P dans le département EA de l'INRA). Néanmoins, comme on le verra plus loin, les travaux présentés ci-dessous s'accompagnent d'un certain éloignement de l'agronomie et vont plutôt à la rencontre d'autres domaines de recherche explorés par la géographie ou l'écologie.

### **2.3.1 Evaluation de l'effet de la ségrégation des cultures et des élevages sur les flux d'éléments minéraux à l'échelle de grandes régions**

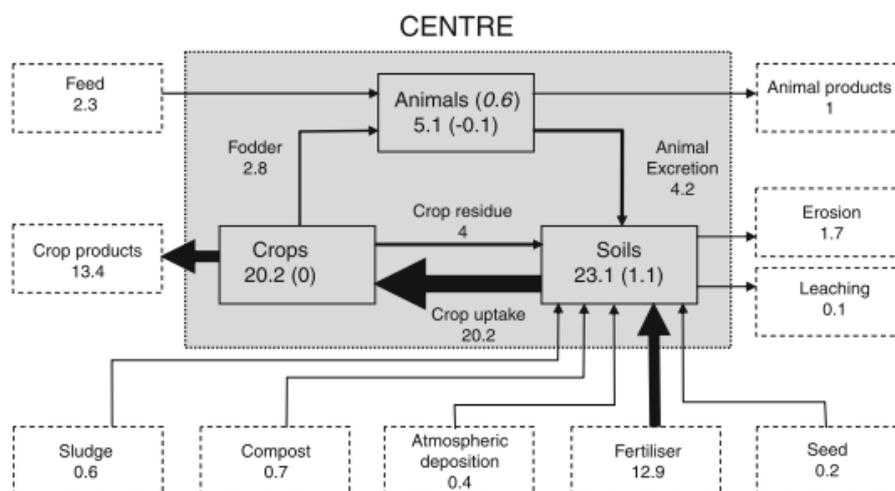
Dans cette partie, je présente les travaux que j'ai menés pour évaluer l'effet de la ségrégation des cultures et des élevages sur les flux de P à l'échelle de grandes régions. Mon objectif était plus précisément d'estimer dans quelle mesure cette ségrégation, résultat d'une forte spécialisation des productions agricoles végétales et animales à l'échelle de grands bassins de production, structurait les flux d'éléments minéraux en agriculture. Pour ce faire, j'ai tout d'abord mobilisé une démarche de MFA que j'ai appliquée aux régions administratives et au cas du phosphore. Le choix de la région administrative comme objet d'étude était en partie dicté par la disponibilité des données statistiques relatives à l'agriculture (usage des intrants, productions agricoles réalisées, usage des terres et effectifs animaux, statut des déchets, etc) mais aussi par le fait que ce niveau d'organisation fait souvent sens du point de vue de la spécialisation de la production agricole et de la définition de politiques publiques (Boiffin et al., 2014).

#### **2.3.1.1 Application au cas de la France**

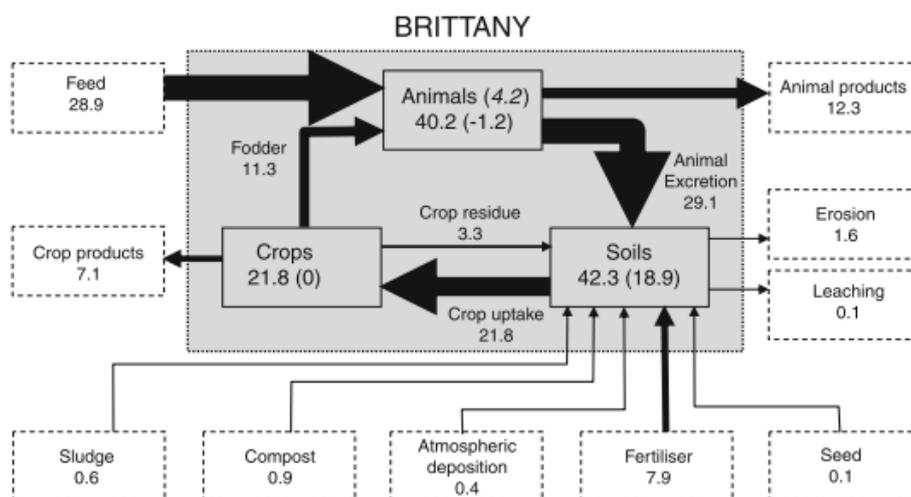
J'ai commencé mon analyse sur quelques régions françaises contrastées du point de vue de leur agriculture : j'ai en effet cherché à comprendre (i) comment étaient structurés les flux de P dans des régions nettement orientées vers l'élevage *vs* orientées vers les cultures et (ii) si ces différences d'orientation de production conduisaient à des différences fortes en termes de réseaux de flux de P. Comme classiquement dans un MFA, le système d'étude a été décomposé en grands compartiments tels que les sols, les cultures et les animaux. Puis l'analyse s'est concentrée sur les flux de P entre ces compartiments, sous l'influence des importations et exportations de matières aux frontières du système d'étude.

Pour mener ce travail, j'ai co-encadré (avec Sylvain Pellerin et Alain Mollier, INRA unité ISPA) le postdoctorat de Senthilkumar Kalimuthu (2009-2011) dont j'ai obtenu le financement auprès de l'INRA et de Bordeaux Sciences Agro.

Les résultats principaux ont montré un effet très fort de la spécialisation de la production agricole sur l'organisation et l'intensité des flux de P à l'échelle régionale (Figure 11). En particulier, il est apparu qu'en région de productions végétales, si le bilan P des sols peut être équilibré, celui-ci est largement soutenu par l'utilisation d'engrais minéraux. En revanche, en région de productions animales, le bilan P des sols est largement excédentaire dû à l'utilisation massive d'aliments pour animaux dont une partie est importée depuis l'extérieur de la région. Les résultats ont également fait apparaître que, même dans un contexte de large surplus de P appliqué aux sols en région d'élevage, l'utilisation d'engrais minéraux reste conséquente ce qui pose des questions quant aux déterminants de l'utilisation d'engrais minéraux par les agriculteurs. Ces résultats confirment ceux relevés dans d'autres contextes (Royaume-Uni, Danemark, USA, Asie du Sud-Est) dans lesquels une ségrégation géographique importante des cultures et des élevages est également observée (Bateman et al., 2011; Gerber et al., 2005). Ces travaux ont donné lieu à une publication parue en 2012<sup>20</sup> et à plusieurs communications orales à colloques nationaux et internationaux.



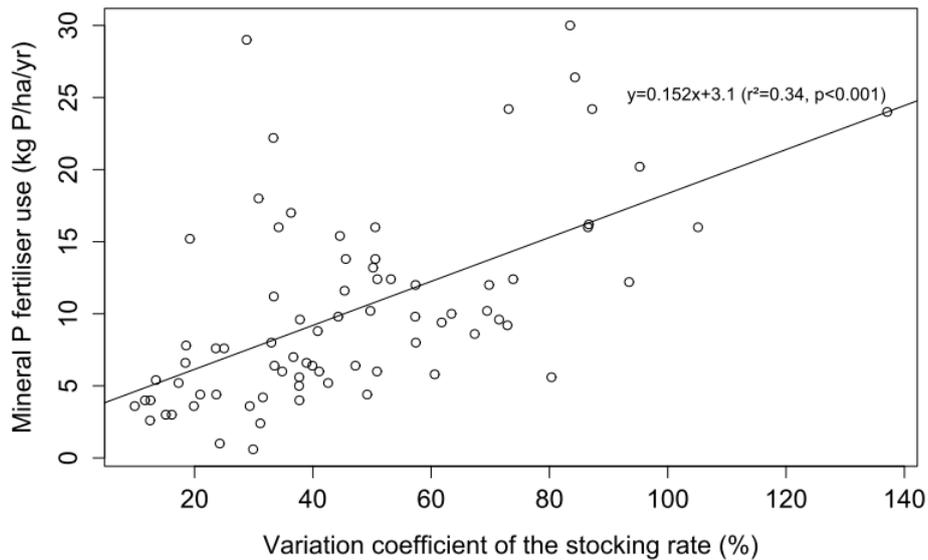
<sup>20</sup> Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S., 2012. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosys* 92, 225-236.



**Figure 11: Flux et bilans de P (en kg P/ha/an) pour une région spécialisée en productions végétales (région Centre, en haut) et pour une région spécialisée en productions animales (région Bretagne, en bas). Au sein de chaque compartiment, la 1<sup>ère</sup> valeur indique le total des flux entrants tandis que la valeur entre parenthèse indique le bilan entrées-sorties.**

A la suite de ces travaux, j'ai souhaité vérifier la robustesse des résultats obtenus précédemment sur quelques cas bien choisis. En effet, si la ségrégation géographique des cultures et des élevages, et la spécialisation des bassins de production qui en découle, semblent structurer fortement le cycle des éléments minéraux à l'échelle des grandes régions, j'ai souhaité explorer l'effet de cette ségrégation sur la consommation d'engrais minéraux dans un nombre de cas nettement plus élevé. J'ai considéré pour cela l'ensemble des départements métropolitains français (à l'exclusion des départements urbains) et j'ai utilisé un indicateur approchant la ségrégation des cultures et des élevages. Cet indicateur était calculé comme le coefficient de variation du chargement animal au sein d'un département, calculé à partir des chargements animaux obtenus dans chacun des 30-40 cantons qui constituent en moyenne un département français. Plus cet indicateur est élevé et plus la distribution des animaux au sein du département s'éloigne d'une distribution uniforme. Bien que cet indicateur présente des limites évidentes (notamment liées à son caractère non-spatialement explicite), celui contribue à expliquer la consommation d'engrais P à l'échelle des départements français (Figure 12). Plus précisément, ces résultats apportent une certaine généralité à ceux présentés ci-dessus : ils montrent que la ségrégation des cultures et des élevages, si elle n'explique pas tout, reste un facteur explicatif important de la consommation d'engrais minéraux en agriculture, au moins dans les pays industrialisés dans lesquels l'élevage occupe une place importante. Ces résultats viennent également confirmer ceux présentés ci-dessus mais à une échelle spatiale plus fine telle que celle du département. Ces résultats ont donné lieu à une publication parue en 2015<sup>21</sup>.

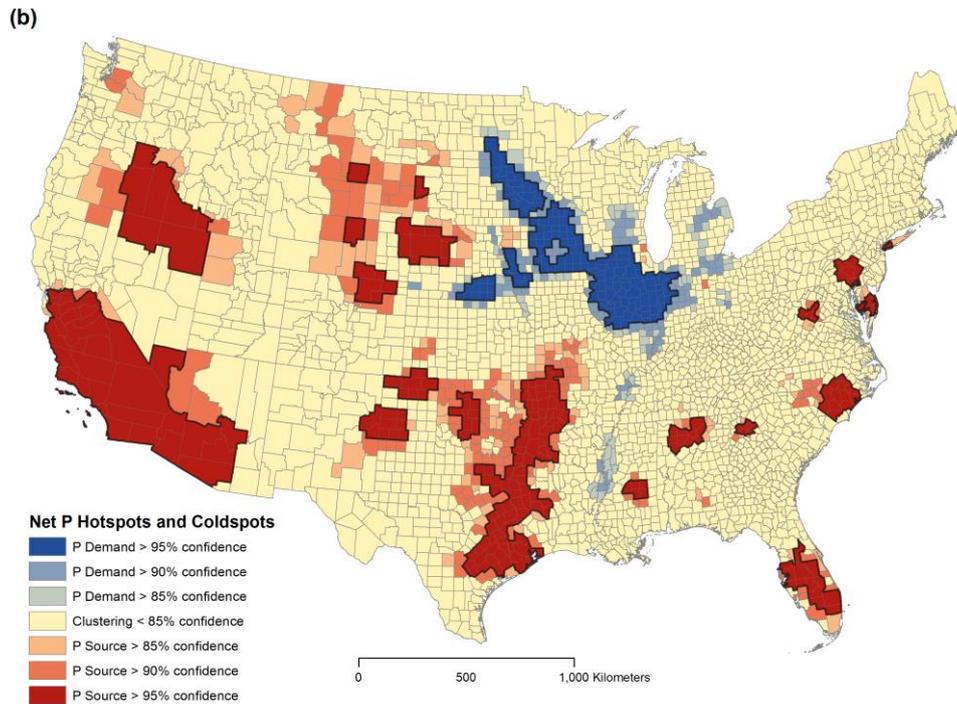
<sup>21</sup> Nesme, T., Senthikumar, K., Mollier, A., Pellerin, S. 2015. Effects of crop and livestock integration on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *European Journal of Agronomy*, 71, 88-95.



**Figure 12: Relation entre le coefficient de variation du chargement animal (en %) et la consommation d'engrais minéral P (en kg P/ha/an) à l'échelle des départements français (n=76)**

### 2.3.1.2 Application au cas des Etats Unis

Les travaux qui viennent d'être évoqués ont ensuite ouvert à la voie à un projet mené en collaboration avec une équipe nord-américaine animée par Elena Bennett (Université McGill, Montréal, Canada) et impliquant des collègues de l'Université du Minnesota. Dans ce cadre, nous avons cherché à explorer l'effet de la ségrégation cultures/élevages sur le cycle du P aux Etats-Unis. Plus précisément, nous avons cherché à estimer l'offre en P des élevages et de la demande en P des cultures de maïs au sein du Corn Belt américain, en mobilisant une approche spatiale de ces deux variables : notre question consistait à repérer dans quelle mesure cette offre et cette demande était co-localisées et à estimer quelles distances l'offre devrait parcourir pour satisfaire la demande en tous points. Le grain de l'analyse était le comté tandis que l'étendue couvrait l'ensemble des Etats Unis continentaux.

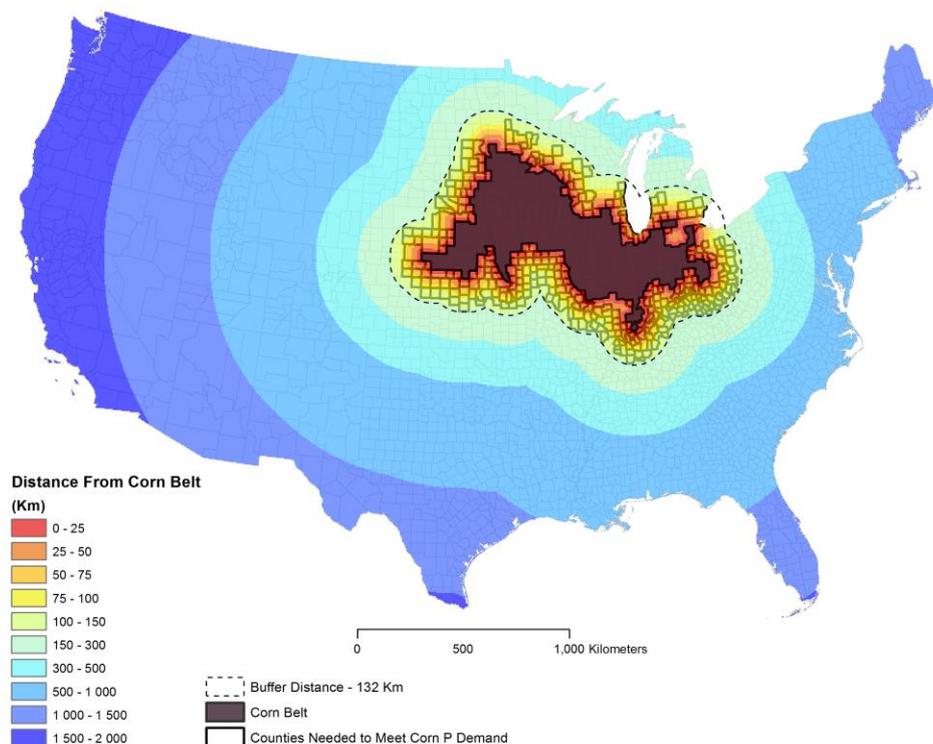


**Figure 13: Distribution de la demande en P des cultures et de l'offre en P des élevages selon les comtés américains<sup>22</sup>**

Les résultats montrent que le Corn Belt américain est un puits d'engrais minéraux, due à la forte ségrégation observée des cultures et des élevages à l'échelle du pays (Figure 13). Toutefois, les résultats montrent également que la mobilisation de seulement 37% du P des effluents américains suffirait pour satisfaire la demande en P de l'ensemble des cultures de maïs Etats-Uniennes. En particulier, un résultat intéressant est que 75% de la demande en P des cultures de maïs pourrait être satisfaite par l'offre en effluent au sein du même comté, tandis que le reliquat de demande non-satisfaite au sein du Corn-Belt pourrait l'être au sein d'une zone tampon relativement courte de 132 km autour de ce Corn-Belt (Figure 14). Ces résultats viennent confirmer ceux obtenus plus haut, en montrant (i) que la ségrégation géographique des cultures et des élevages est un moteur de la consommation d'engrais minéraux et (ii) que même en situation d'excédent de P des apports d'engrais minéraux continuent d'être appliqués. Ces résultats suggèrent donc que d'autres forces motrices existent à des échelles plus locales, qui peuvent expliquer que même au sein d'un comté, des situations d'excédent et de déficit en P coexistent. Il est probable que ces autres forces motrices soient à rechercher dans le fonctionnement des exploitations agricoles au sujet de la valorisation des effluents d'élevage, tel que cela a été abordé dans la première partie de ce mémoire (voir Section 2.1). Ces résultats ont donné lieu à une publication à paraître en 2016<sup>23</sup>.

<sup>22</sup> Le pourcentage de confiance indique dans quelle mesure il est sûr que le regroupement des comtés en points chauds et points froids diffère de la distribution moyenne des bilans de P des comtés.

<sup>23</sup> Metson, G.S., MacDonald, G.K., Haberman, D., Nesme, T., Bennett, E.M. 2016. Feeding the Corn-Belt: Opportunities for phosphorus recycling in U.S. agriculture. *Science of the Total Environment*, 542, 1117-1126.



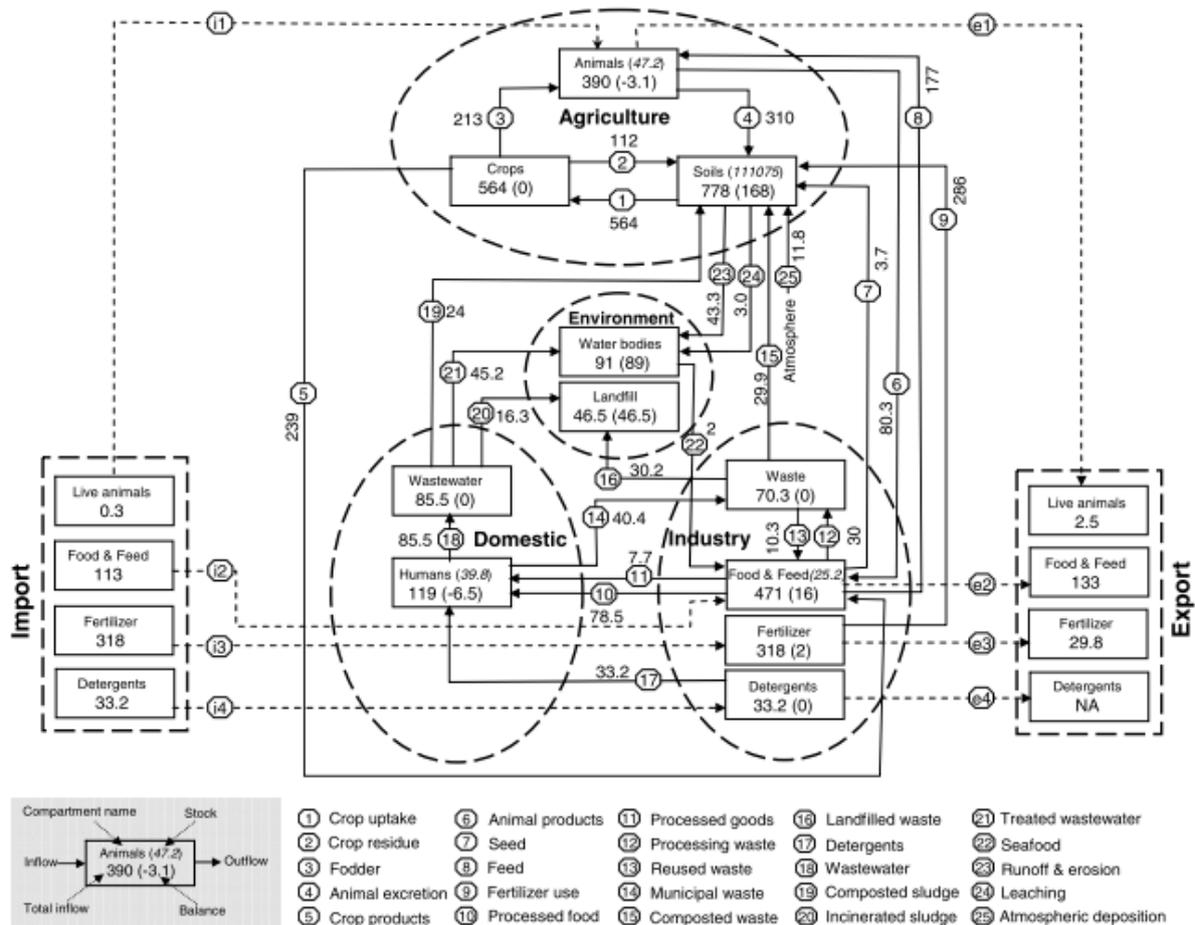
**Figure 14: Distance que l'offre en P devrait parcourir pour satisfaire la demande en P des cultures du Corn Belt. La distance limite de 132 km (en pointillé) représente la distance maximale que devrait parcourir l'offre pour satisfaire l'intégralité de la demande en P des cultures du Corn Belt.**

### 2.3.2 Quantification des flux de P à l'échelle du pays

En complément des travaux centrés spécifiquement sur l'agriculture, j'ai souhaité porter mon analyse sur les flux de P que l'agriculture entretient avec les autres secteurs de l'économie (valorisation alimentaire et non-alimentaire de la biomasse agricole, consommation des ménages, production et gestion des déchets et effluents, importations et exportations, etc). Dit autrement, j'ai souhaité étudier les interactions existantes entre le secteur agricole et les autres secteurs économiques au sein des chaînes alimentaires humaines, notamment au sujet des importations/exportations de produits agricoles. Ce type d'analyse implique le choix de larges échelles spatiales, afin d'embrasser une diversité de secteurs économiques mais aussi de bénéficier de données statistiques pertinentes. J'ai choisi pour cela de travailler à l'échelle du pays.

La quantification des flux d'éléments minéraux à l'échelle d'un pays offre de multiples intérêts : elle offre une vision systémique des flux de P en estimant la contribution relative et les interactions entre les différents secteurs économiques qui composent le pays. Elle permet également d'identifier et de quantifier les pertes d'éléments minéraux associées aux différents secteurs économiques. Enfin, l'échelle du pays permet d'assurer une cohérence avec les bases de données statistiques nationales mobilisées ainsi qu'avec les politiques publiques en matière d'organisation et de gestion des flux. Les travaux que je présente ci-dessous dépassent donc l'analyse du seul secteur agricole. Plus précisément, ils permettent d'acquérir une vision du "contexte" dans lequel les flux spécifiques au secteur agricole prennent place. Ils permettent en particulier d'estimer l'importance relative des flux spécifiquement agricoles par rapport aux flux non-agricoles, par exemple au sujet des flux de P vers les milieux aquatiques ou du stockage de P dans les compartiments puits au sein du système étudié.

La quantification des flux de P à l'échelle de la France a été menée durant le postdoctorat de Senthilkumar Kalimuthu évoqué plus haut (Section 2.3.1.1). Le travail a consisté à modéliser le pays sous forme de 11 compartiments et à quantifier 25 flux de P entre ces compartiments, ainsi que 8 flux d'importation et d'exportation de P aux frontières du pays (Figure 15). Une approche historique a également été utilisée pour apprécier l'évolution des flux et stocks de P au cours de la période 1990-2006.



**Figure 15: Modélisation conceptuelle et quantification des flux, stocks et bilans de P à l'échelle de la France. Les valeurs sont exprimées en kt P/an.**

Cette approche a été très féconde et a donné lieu à des nombreux résultats. Parmi les principaux, on retiendra le rôle clé joué par le secteur agricole qui regroupe les flux de plus forte intensité, notamment entre les cultures et les élevages, mais dont les sols assurent aussi un rôle de puits de P majeur au sein du système étudié. Un second résultat majeur est la contribution importante aux flux de P des importations et exportations de matières du pays, caractéristique d'une économie de marché fortement mondialisée. Un troisième résultat est la très faible efficacité d'utilisation du P lorsque celle-ci est calculée à l'échelle de la chaîne alimentaire associant production agricole et consommation par les ménages : cette efficacité est proche de 10% seulement, sans tenir compte des gaspillages alimentaires opérés en bout de chaîne alimentaire entre le détaillant et la sphère domestique (Figure 16).

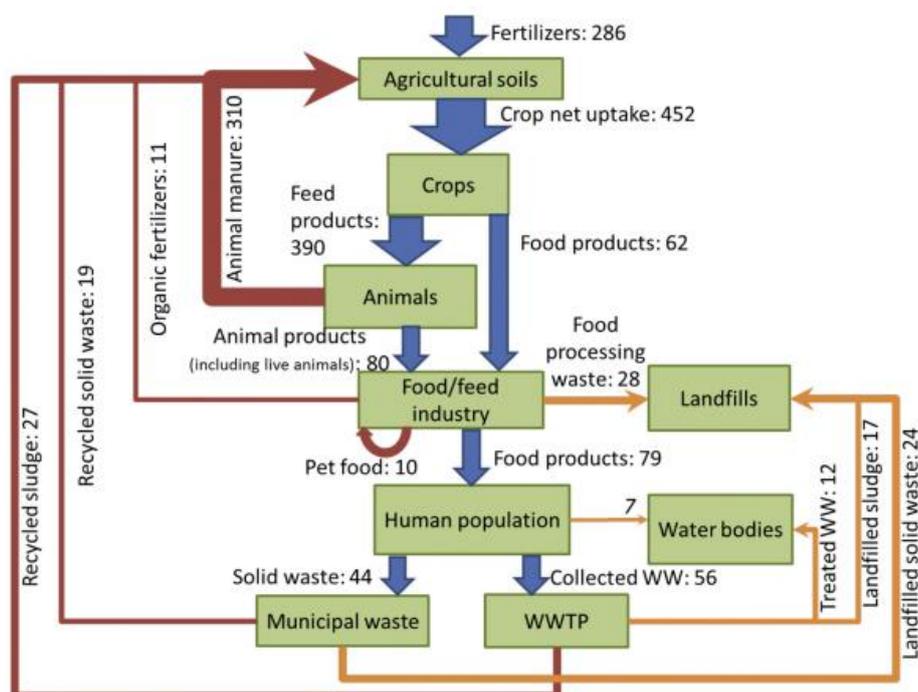


Figure 16: Flux de P au sein de la chaîne alimentaire humaine de production/consommation en France. Les valeurs sont exprimées en kt P/an pour l'année 2006.

Enfin, un dernier résultat clé est l'efficacité assez faible de captation et de recyclage du P des effluents urbains et domestiques vers les sols agricoles : si la captation du P des effluents (eaux usées, déchets municipaux et déchets des industries agro-alimentaires) est relativement bonne, le recyclage de ce P sur les sols agricoles reste modeste, aboutissant au fait que seulement 51% du P des effluents est recyclé sur les sols agricoles ou au sein de la chaîne alimentaire. En particulier, nous avons estimé que si ce recyclage était poussé à sa valeur maximum<sup>24</sup>, une économie supplémentaire de près de 60 kt P/an pourrait être réalisée à l'échelle du pays, ce qui représente environ 20% de la consommation d'engrais annuelle d'engrais P (Tableau 6). Sans être négligeable, cette économie reste toutefois de l'ordre de la moitié de l'économie que l'on obtiendrait si tous les sols agricoles français présentaient un bilan de P équilibré, rejoignant ainsi les conclusions d'autres auteurs (MacDonald et al., 2012a).

Catégorie d'effluent	Taux de recyclage actuel (en %)	Taux de recyclage maximal (en %)	Gain potentiel de P recyclé en kt P/an (et en % de la consommation nationale moyenne annuelle d'engrais P minéral sur la période 2002-2006)
Déchets des IAA	74.6	74.6	0
Eaux usées municipales	43.1	97.3	34.1 (12%)
Déchets solides municipaux	46.3	100	25.0 (9%)
<i>Total</i>	<i>50.7</i>	<i>94.6</i>	<i>59.1 (21%)</i>

Tableau 6: Recyclage observé et potentiel du P des déchets en France, sur la période 2002-2006

<sup>24</sup> Cette valeur maximum de recyclage a été déterminée par type d'effluent et secteur économique et sur la base de la littérature scientifique et technique. Il s'agit donc d'une valeur théorique et technique, qui ne tient pas compte de l'ensemble des contraintes économiques et réglementaires qui peuvent être associées au traitement des déchets.

Ces travaux ont donné lieu à deux publications parues en 2012<sup>25</sup> et 2014<sup>26</sup> ainsi qu'à de nombreuses communications orales à colloques nationaux et internationaux. Ils ont également servi de base pour l'organisation de deux workshops (à Bordeaux en 2011 et à Wageningen en 2013) rassemblant à chaque fois une quinzaine d'équipes de recherche européennes centrées sur les flux de P à larges échelles spatiales. Ces workshops ont débouché sur la préparation d'un réseau européen COST au sujet des flux de P dans les socio-systèmes, pour lequel je faisais partie du comité de préparation. Le financement de ce réseau n'a malheureusement pas été accordé.

### **2.3.3 Quantification des flux de P associés aux échanges internationaux de matière**

Les travaux développés à l'échelle de la France entière ont montré l'importance des échanges internationaux de matières agricoles et agroalimentaires dans le cycle du P à large échelle. Ces échanges se sont effet intensifiés au cours des dernières décennies, dans le cadre d'une certaine mondialisation des systèmes agricoles (Kastner et al., 2014; Puma et al., 2015) et sous l'effet de la spécialisation des bassins de production/consommation à l'échelle mondiale (Fader et al., 2013). Ces échanges contribuent dès lors à des déplacements de fertilité importants, qu'il s'agit de quantifier, de cartographier et de comparer par rapport à d'autres segments du cycle des éléments (Galloway et al., 2008; Lassaletta et al., 2014a). Toutefois, si quelques travaux ont abordé partiellement ce sujet (Bouwman and Booi, 1998; Grote et al., 2005), l'effet des échanges internationaux sur le cycle contemporain du P reste largement à préciser. J'ai donc décidé d'aborder ce sujet, en explorant deux questions : d'une part l'estimation de l'importance des échanges internationaux dans le cycle du P contemporain ; et d'autre part la quantification du rôle joué par l'Europe dans le cycle du P en mobilisant le concept "d'empreinte phosphore".

Pour mener ce travail, j'ai bénéficié d'un séjour sabbatique pour l'année 2013-2014 au sein de l'Université McGill (Montréal, Canada). A cette occasion, j'ai été au contact de deux laboratoires engagés en agronomie globale, travaillant respectivement sur l'analyse mondiale du cycle du P (laboratoire d'Elena Bennett) et sur les transformations de l'agriculture et de l'usage des sols mondiaux (laboratoire de Navin Ramankutty). La réalisation de ce séjour a été possible grâce à une bourse décrochée en 2012 auprès de l'Ecole d'Environnement de McGill.

#### **2.3.3.1 Effet des échanges internationaux sur le cycle du P**

J'ai tout d'abord cherché à estimer l'importance relative des échanges internationaux de matières agricoles et agroalimentaires dans le cycle du P à l'échelle mondiale. Dans cet objectif, j'ai souhaité quantifier le flux total de P échangé à l'échelle internationale et identifier la contribution des principaux pays exportateurs et importateurs. Les résultats montrent que les flux de P associés aux échanges internationaux de matière ont fortement augmenté depuis 1960, essentiellement tirés par l'augmentation des échanges internationaux de soja et de céréales (Figure 17). Ils représentent désormais 3.0 Tg P/an soit l'équivalent de 17% de l'usage mondial des engrais P et ils concernent 20% du P des produits végétaux récoltés (à l'exclusion des

---

25 Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S., 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochem. Cycles* 26, GB2008. doi:10.1029/2011GB004102

26 Senthilkumar, K., Mollier, A., Delmas, M., Pellerin, S., Nesme, T., 2014. Phosphorus recovery and recycling from waste: an appraisal based on a French case study. *Resour. Conserv. Recy.*, 87, 97-108.

prairies). A ce titre, les flux internationaux de P constituent un élément clé du cycle du P dans les sociétés contemporaines.

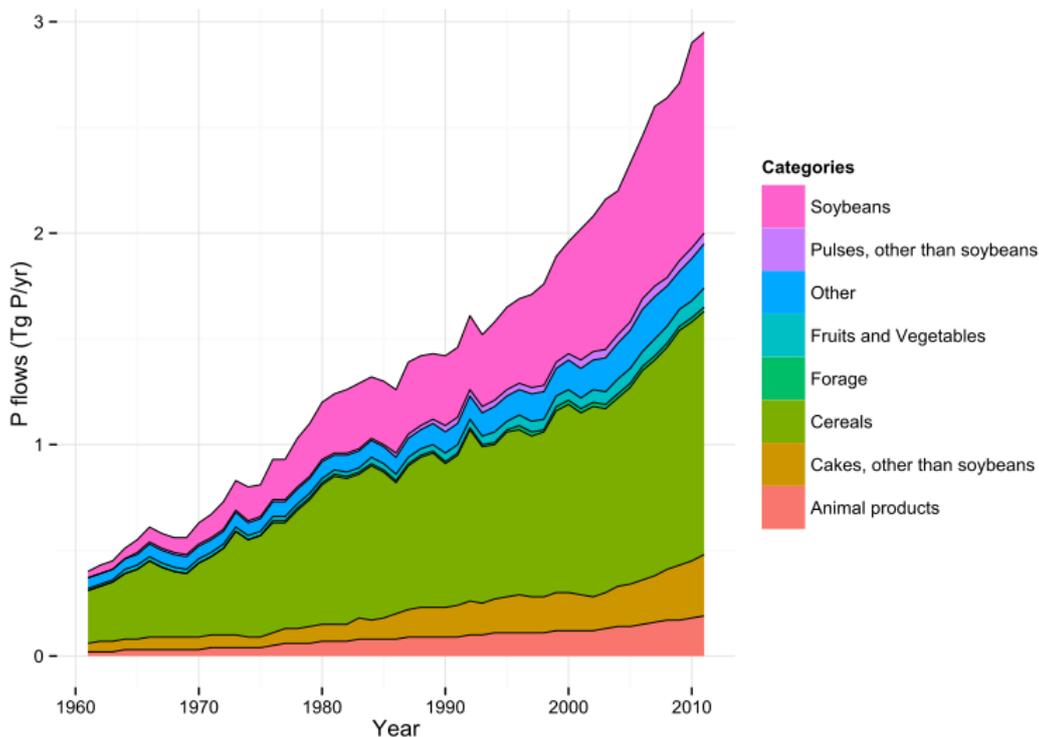
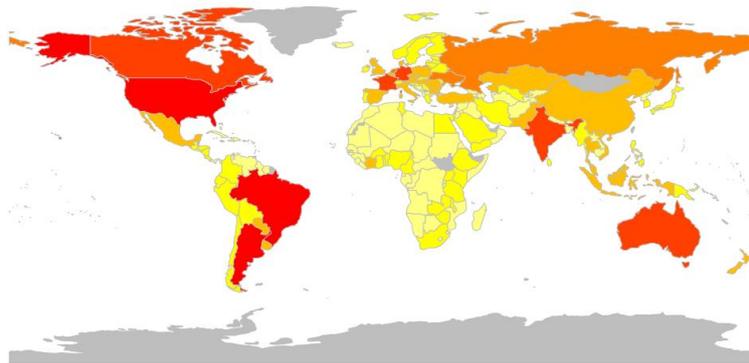


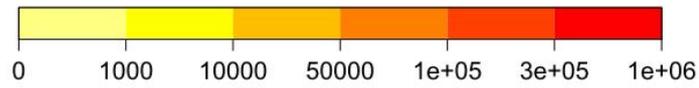
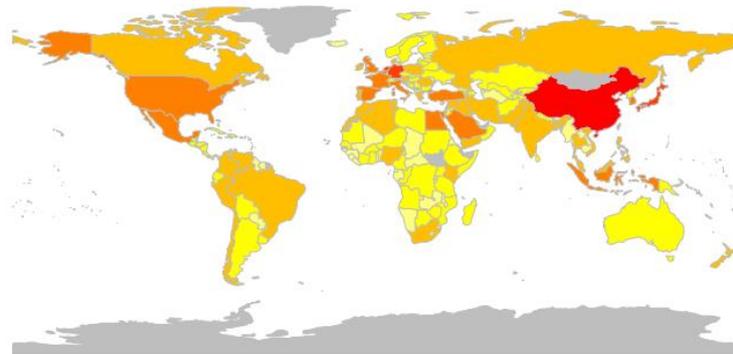
Figure 17 : Evolution des flux de P associés aux échanges internationaux de matières agricoles et agro-alimentaires

L'analyse des contributions des différents pays fait ressortir le rôle majeur d'offre joué par les grands pays agricoles exportateurs américains et européens et de demande joué par les importateurs asiatiques et du Proche-Orient (Figure 18a et Figure 18b). L'analyse montre aussi que ces échanges conduisent à des excédents et des déficits de P selon les pays (Figure 18c), qui contribuent à la distribution non-uniforme du bilan de P des sols agricoles (MacDonald et al., 2011).

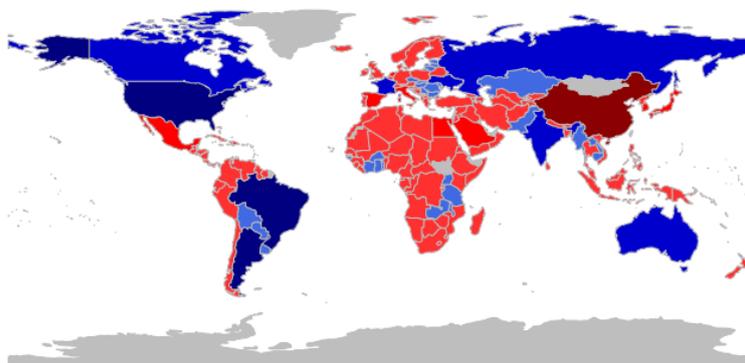
**Gross P export (Mg P/yr)**



**Gross P import (Mg P/yr)**



**Net P budget (Mg P/yr)**



**Figure 18 : Exportations (a), importations (b) et bilan (c) de P associés aux échanges internationaux de matières agricoles par pays.**

Il apparaît également, sans grande surprise, que les principaux pays exportateurs sont aussi les plus gros consommateurs d'engrais minéral P (Figure 19). Ce résultat confirme que l'intensification des échanges internationaux s'accompagne, au moins en partie, d'un défaut de bouclage des cycles des éléments à l'échelle locale et que les déficits d'éléments minéraux observés appellent, dans une certaine mesure, leur compensation par l'usage d'engrais de synthèse, ce qui constitue autant d'injection de P réactif dans la Biosphère.

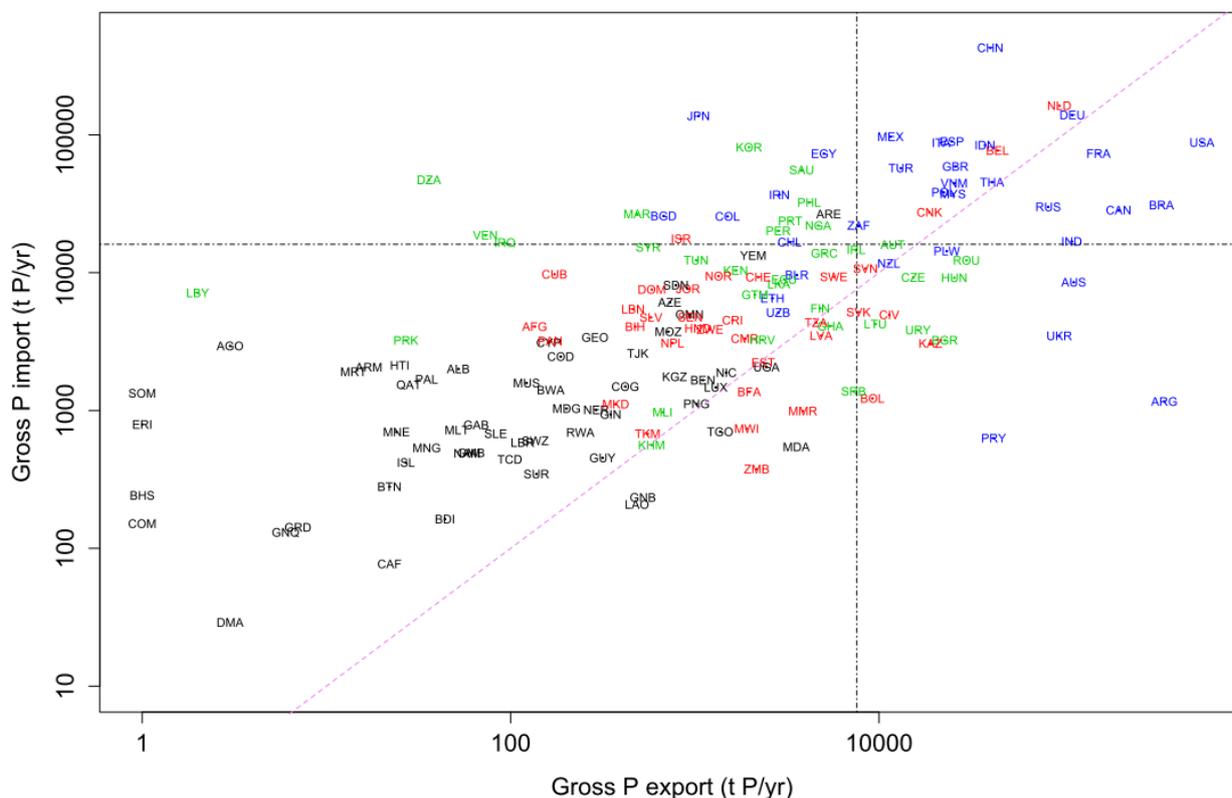
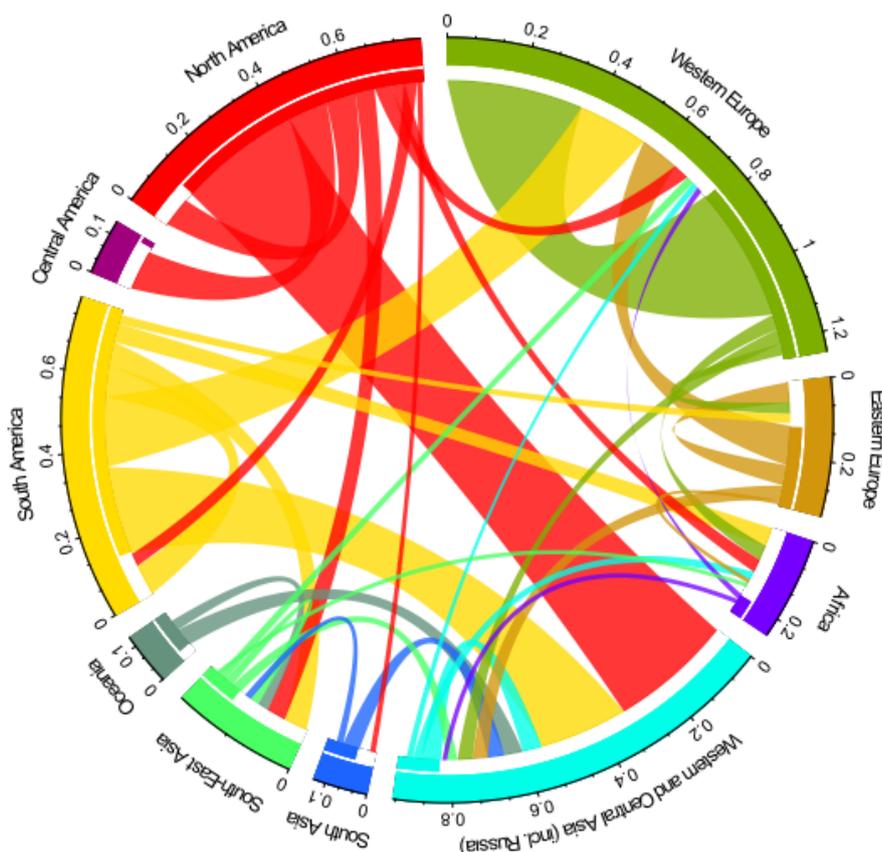


Figure 19 : Exportations et importations de P via les échanges de matières agricoles en 2011<sup>27</sup>.

Enfin, ces travaux ont montré qu'une structuration particulière émergeait quant aux flux de P échangés entre pays : il apparaît en effet que l'Amérique du Nord et du Sud est un contributeur majeur des importations de l'Asie et de l'Europe, tandis que cette dernière fait l'objet d'intenses échanges internes (ce qui est sans doute biaisé par la taille modeste et le nombre élevé des pays européens). En contrepartie, certaines régions du monde pourtant densément peuplées apparaissent comme des contributeurs mineurs des échanges internationaux de P tel que c'est le cas pour l'Afrique ou l'Asie du Sud (Figure 20). L'ensemble de ces résultats est en cours de valorisation<sup>28</sup>.

<sup>27</sup> Le nom des pays est abrégé selon la nomenclature ISO. Les couleurs correspondent aux quartiles des quantités d'engrais minéral P utilisées dans chaque pays (noir : de 0 à 2000 tP/an ; rouge : de 2000 à 10.000 tP/an ; vert : de 10.000 à 49.000 tP/an ; bleu : de 49.000 à 5.058.000 tP/an). Les lignes verticales et horizontales représentent le 3<sup>ème</sup> quartile des exportations et importations, respectivement. La ligne violette représente la 1<sup>ère</sup> bissectrice. Noter l'échelle logarithmique sur les deux axes.

<sup>28</sup> Nesme, T., Metson, G., Bennett, E.M. Global phosphorus flows through agricultural products trade. Submitted to PNAS.



**Figure 20: Représentation circulaire des flux de P associés aux échanges internationaux de produits agricoles et agroalimentaires entre régions du monde (en Tg P/an, pour l'année 2011)**

### 2.3.3.2 Empreinte phosphore de l'Europe

La seconde question que j'ai souhaité poursuivre pendant mon séjour à McGill a porté sur la quantification de "l'empreinte phosphore" de l'Union Européenne. Appliquée à un pays, cette empreinte peut être définie comme la quantité d'engrais minéraux P qu'il a fallu utiliser pour satisfaire la consommation alimentaire dudit pays, que cette consommation soit satisfaite par la production agricole domestique ou par les importations de matières agricoles vers ce pays (Aldaya and Hoekstra, 2010; Galloway et al., 2007). L'empreinte se calcule donc en sommant la quantité d'engrais P "réelle" i.e. mobilisée sur le territoire du pays concerné et la quantité d'engrais P "virtuelle" i.e. mobilisée sous forme d'engrais appliqués aux cultures ayant ensuite donné lieu à des exportations vers ledit pays. La détermination de cette consommation d'engrais P "virtuelle" est évidemment particulièrement délicate : pour les produits agricoles végétaux, celle-ci repose sur (i) la quantification des quantités importées depuis les différents pays sources, exprimées en équivalent produits végétaux bruts, (ii) leur conversion en équivalent surfaces de cultures sur la base des rendements des cultures par pays, puis (iii) leur conversion en équivalent engrais minéraux P sur la base des quantités d'engrais appliquées par culture et par pays. Appliquée aux produits animaux, la détermination de cette consommation d'engrais "virtuelle" est encore plus délicate puisque celle-ci suppose une étape supplémentaire qui consiste à connaître la quantité de produits végétaux qui ont été consommés par les animaux à l'origine des produits animaux exportés (Pradhan et al., 2013).

De telles empreintes permettant de relier consommation d'une entité donnée et son impact sur l'usage des ressources naturelles ont été développées ces dernières années, en particulier au sujet de l'eau (Aldaya and Hoekstra, 2010; Dalin et al., 2014; Marston et al., 2015; Vörösmarty

et al., 2015), de l'azote (Galloway et al., 2007; Gerber et al., 2014) ou des émissions de CO<sub>2</sub> (Bicknell et al., 1998). La mise en œuvre de ces indicateurs fait sens dans le cadre d'une économie mondialisée dans laquelle les échanges internationaux sont intenses : ils aident à faire apparaître les "télé-connexions" entre consommation d'un produit et impact associé à sa production, les deux pouvant être situés dans des régions du monde séparées géographiquement (MacDonald, 2013; Macdonald et al., 2015).

Appliqué au phosphore, l'empreinte phosphore est un outil indispensable si l'on souhaite estimer la contribution des différents pays de la planète à la raréfaction mondiale de la ressource en roches phosphatées. Des travaux pionniers ont développé des indicateurs d'empreinte phosphore au cours des dernières années (MacDonald et al., 2012a; Matsubae et al., 2011; Metson et al., 2012). Toutefois, leur application n'a jamais été réalisée pour le continent Européen. Pourtant, compte-tenu de l'importance de la production animale en Europe et de sa forte dépendance aux importations de produits végétaux (dans le cadre d'une certaine sojisation de l'élevage), on peut s'attendre à ce que la composante "virtuelle" de l'empreinte phosphore de l'Europe soit particulièrement élevée. J'ai donc initié des travaux pour estimer cette empreinte dans le cadre du stage de Master de Solène Roques, co-encadré avec Elena Bennett (McGill Univ). En nous concentrant sur l'importation des produits agricoles dans l'UE27, les résultats montrent que l'empreinte phosphore de l'Europe a diminué, en passant de 2.46 Tg P/an en 1995 à 1.60 Tg P/an en 2009, l'essentiel de cette décroissance étant due à la diminution de la fertilisation minérale des sols en Europe (Tableau 7). Les résultats montrent aussi que, contrairement à l'hypothèse initiale, le flux de P virtuel vers l'Europe a plutôt diminué durant la période d'étude. Cette diminution résulte principalement d'une diminution des apports d'engrais minéraux dans les pays exportateurs mais aussi d'un changement dans la nature des produits importés et des pays sources auprès desquels l'Europe s'approvisionne.

	1995	2009
<i>P virtuel</i> , associé aux importations de produits végétaux vers l'Europe (en Tg P/an)	0.59	0.51
<i>P réel</i> , consommé sous forme d'engrais sur le territoire européen (en Tg P/an)	1.87	1.09
<i>Empreinte phosphore</i> : P virtuel + P réel (en Tg P/an)	2.46	1.60
P virtuel / [P virtuel + P réel] (en %)	24	32

**Tableau 7: Consommation "réelle"(P réel) et "virtuelle" (P virtuel) d'engrais P associés à la consommation et à la production de produits végétaux en Europe (EU 27)**

Malgré cette diminution de l'empreinte P de l'Europe, il apparaît que le poids relatif du P virtuel dans cette empreinte a augmenté, en passant de 24% en 1995 à 32% en 2009, principalement à cause de la diminution du recours aux engrais de synthèse sur le territoire européen. Enfin, les premiers résultats soulignent l'importance des importations de soja et de produits du palmier à huile dans le flux de P virtuel vers l'Europe (Figure 21). Ces travaux sont en cours de publication<sup>29</sup>.

<sup>29</sup> Nesme, T., Roques, S., Metson, G.S., Bennett, E.M. Did trade help the European Union to outsource its phosphorus footprint? Accepted with major revisions in *Environmental Research Letters* (Nov 2015).

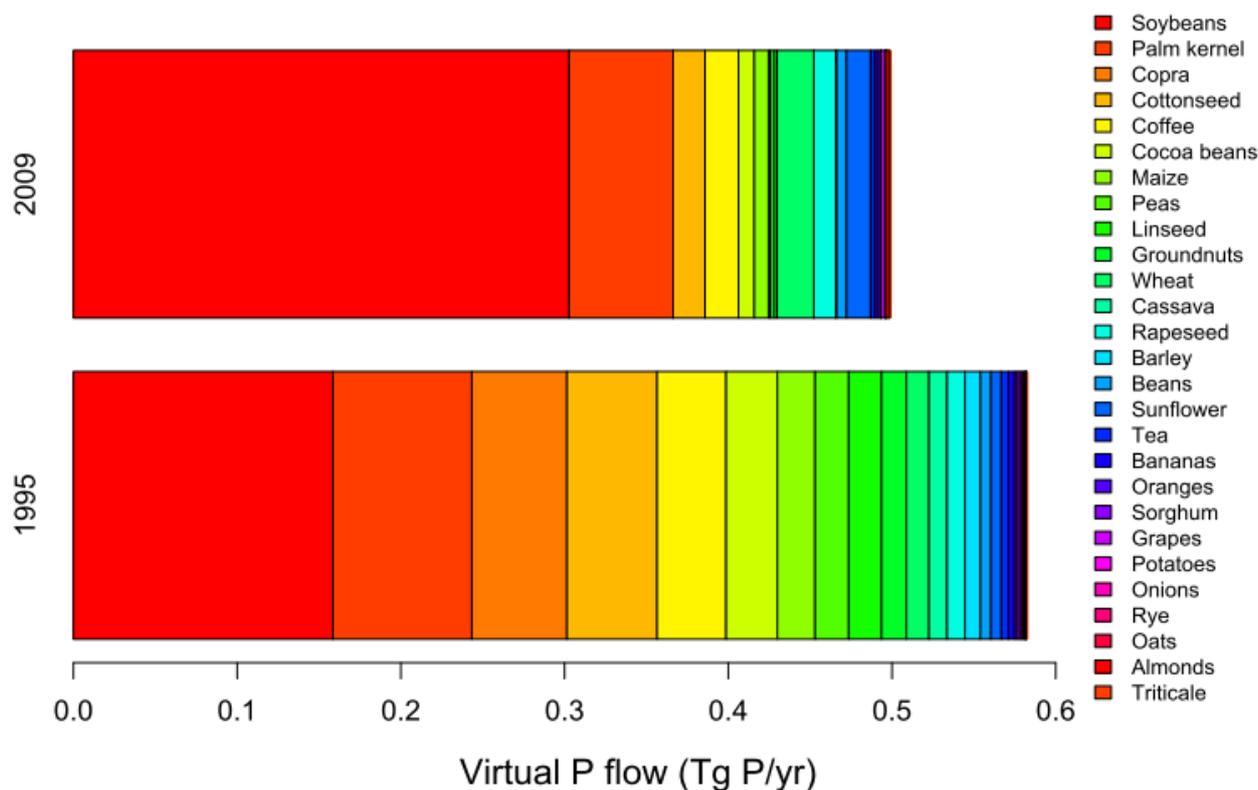


Figure 21: Contribution des différents produits végétaux importés en Europe (UE 27) à la consommation "virtuelle" d'engrais P.

### 2.3.4 Synthèse

Les résultats présentés dans cette Section 2.3 ont constitué une inflexion –et je pense une originalité– majeure de mon travail. En étant délibérément centrés sur les grandes échelles spatiales, de la région administrative française à la planète, ils ont constitué une contribution à l'émergence de l'agronomie globale. Le fait de considérer de larges échelles spatiales a notamment permis de faire apparaître le rôle majeur de certains déterminants des flux d'éléments minéraux jusqu'à présent peu explicités. Il en est ainsi du rôle joué par les échanges commerciaux de produits agricoles à l'échelle mondiale dans le cycle contemporain du phosphore. Ces résultats ont également confirmé le rôle majeur joué par les élevages dans l'organisation des flux de phosphore au sein de la sphère agricole. Ces résultats ont enfin fait apparaître que les échanges internationaux d'éléments minéraux sont tirés par l'émergence de grands bassins de production spécialisés à l'échelle mondiale, caractérisés notamment par une dissociation entre productions végétales et productions animales mais aussi par une dissociation entre production agricole rurale et consommation alimentaire urbaine. Des tendances similaires ont été également mises à jour par des auteurs s'intéressant aux échanges alimentaires internationaux dans une perspective de sécurité alimentaire, ce qui soulève un certain nombre de questions quant à la résilience du système alimentaire mondial face aux crises climatiques, écologiques ou économiques (Fader et al., 2013; Puma et al., 2015).

## 3 Projet

Je propose, dans les pages qui suivent, les grandes lignes de ce qui pourrait constituer mon projet de recherche pour les années qui viennent. Bien que ce projet s'articule fortement avec les travaux que je viens d'évoquer, je le repositionne dans ma vision du contexte socio-économique, environnemental et scientifique actuel. A cet égard, j'introduis une inflexion en me plaçant délibérément dans le contexte de l'Anthropocène et en positionnant mes travaux à une échelle spatiale globale.

### 3.1 Positionnement général

#### 3.1.1 L'Anthropocène, nouveau contexte de l'action agronomique

##### 3.1.1.1 Emergence du concept d'Anthropocène

Le concept d'Anthropocène a fait une entrée remarquable dans la littérature scientifique, socio-économique et politique depuis une dizaine d'années (Bonneuil and Fressoz, 2013). Ensemble de notions assez larges, il désigne le fait que la planète Terre serait entrée dans une période dans laquelle les activités anthropiques sont devenues le moteur des changements de la Biosphère. Plus précisément, il désigne l'ère géologique dont le fonctionnement et la signature sont dominés par les activités humaines par rapport aux autres processus majeurs de transformation de la Biosphère que sont les phénomènes tectoniques et les évolutions à très long-terme du climat (Crutzen, 2002). Bien que ce concept nourrisse encore d'importants débats scientifiques quant à sa pertinence et à la possibilité de sa détermination<sup>30</sup>, notamment dans la communauté des géologues (Monastersky, 2015), il garde le mérite de souligner le rôle majeur qu'exercent désormais les activités humaines dans les changements environnementaux qui affectent la planète depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle.

En effet, le concept d'Anthropocène s'articule autour de changements environnementaux majeurs de natures diverses mais qui ont la caractéristique commune d'avoir émergé au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle et de s'être accélérés depuis. Ces changements environnementaux sont, de plus, caractérisés par une certaine généralisation à l'échelle de la planète –ou une pertinence qui n'apparaît que lorsque ces changements sont considérés à l'échelle de la planète– d'où le qualificatif de "globaux" qui leur est associé. Il s'agit par exemple de l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (IPCC, 2014), de l'appropriation de la production primaire des écosystèmes par les activités humaines (Haberl et al., 2007), des changements d'affectation et d'usage des terres (Foley et al., 2005; Ramankutty et al., 2008), de la modification de la circulation des cours d'eau (Grill et al., 2015), de la perturbation des grands cycles biogéochimiques (Galloway et al., 2008), de la contamination généralisée de l'environnement par des xénobiotiques (Stehle and Schulz, 2015), etc. En amont de ces changements environnementaux globaux, l'Anthropocène est également qualifié par les forces motrices de ces changements, très fortement liées aux activités humaines. Il s'agit par exemple du développement de la population mondiale (Gerland et al., 2014) et de son urbanisation (Cumming et al., 2014; Schneider et al., 2011), des transitions alimentaires humaines (Tilman et al., 2011), de la multiplication des échanges commerciaux internationaux (Krausmann et al.,

---

<sup>30</sup> Sans chercher à toutes les résumer ici, les questions vives qui portent sur ce concept d'Anthropocène consistent à se demander quand a commencé cette période et comment définir son début, comment définir sa signature alors que les ères géologiques sont traditionnellement définies par stratigraphie, quelle place accorder à une ère géologique extrêmement courte par rapport aux autres ères habituellement caractérisées par des dizaines de milliers d'années, comment définir, au-delà d'une notion vague et indifférenciée, "l'humanité" dont on dit qu'elle est à l'origine des processus qui affectent la Biosphère, etc.

2008; Puma et al., 2015), des changements radicaux de pratiques agricoles, etc. Enfin, en amont de ces forces motrices, certains auteurs s'interrogent sur les conditions historiques, économiques et politiques qui activent ces forces motrices (Bonneuil and Fressoz, 2013), en particulier au sujet du rôle joué par le développement du capitalisme.

L'émergence du concept d'Anthropocène offre donc un contexte scientifique nouveau pour les chercheurs en charge de l'étude des écosystèmes. Il incite en particulier à aborder les questions environnementales à des échelles spatiales et temporelles larges, telles que la planète et le siècle. Il incite également à observer autant les effets de l'Anthropocène sur le fonctionnement des écosystèmes qu'à identifier les facteurs conduisant à ces changements environnementaux globaux.

### **3.1.1.2 L'agriculture, un moteur de l'Anthropocène**

Les transformations radicales qu'a subies l'agriculture depuis la Révolution Industrielle du XIX<sup>ème</sup> siècle ont agi comme un des moteurs de l'Anthropocène. En effet, l'agriculture mondiale a subi des transformations majeures depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle, avec une accélération inouïe depuis l'après-guerre et la Révolution Verte (Mazoyer and Roudart, 1997). Ces transformations comportent plusieurs dimensions. Elles sont d'ordre agronomique et technique avec le développement et l'intensification de l'usage des intrants de synthèse des cultures (engrais chimiques, pesticides), l'intensification des pratiques d'élevage (recours accru aux aliments concentrés du bétail, sélection des races et gains de productivité associés, concentration des animaux), la généralisation de la motorisation, le développement de l'irrigation et l'émergence de grands bassins de production spécialisés et homogènes. Les transformations de l'agriculture au cours des décennies passées sont également d'ordre économique, notamment à travers l'insertion accrue des exploitations agricoles dans les économies de marché, le développement et l'allongement de chaînes de fourniture, collecte et transformation en amont et en aval des exploitations et la mondialisation plus récente des systèmes alimentaires. Enfin, ces transformations sont d'ordre social et cognitif, avec la modification radicale de l'emploi agricole et la généralisation d'une certaine forme de rationalisation de la production agricole, notamment au sujet de l'usage des intrants en production végétale et animale. En résumé, c'est l'ensemble des modalités d'organisation de la production agricole dans les territoires et les filières qui a été bouleversé au cours des 50 dernières années.

Ces transformations de l'agriculture ont eu des conséquences majeures pour le fonctionnement des écosystèmes. En effet, ces bouleversements ont entraîné un changement dans la façon dont les ressources naturelles<sup>31</sup> sont mobilisées dans les actes de production agricole, ce qui est parfois qualifié de "métabolisme" de l'agriculture. Il en est ainsi par exemple de l'usage des ressources en biomasse, en énergie, en eau ou en éléments minéraux fertilisants : à l'échelle mondiale, l'agriculture occupe aujourd'hui 40% des terres non-recouvertes de glaces (Foley et al., 2005), approprie 19% de la productivité primaire des écosystèmes (Haberl et al., 2007), utilise 70% des prélèvements d'eau depuis les écosystèmes naturels (West et al., 2014), mobilise 2% de la production de gaz naturel pour la fabrication des engrais minéraux azotés (Service, 2014), etc. Parallèlement, l'agriculture contemporaine est également devenue une importante pourvoyeuse de substances polluantes et de xénobiotiques qui agissent comme autant de moteurs de transformation des écosystèmes naturels : par exemple, toujours à l'échelle mondiale, l'agriculture contribue à hauteur de 35% aux émissions anthropiques de gaz à effet de

---

<sup>31</sup> On définira ici par ressource naturelle la matière prélevée dans le milieu et qui est utilisée en vue d'une production.

serre (Foley et al., 2011), entraîne une contamination généralisée des écosystèmes aquatiques par les insecticides à des niveaux affectant significativement la biodiversité (Stehle and Schulz, 2015), conduit à un doublement des surfaces eutrophisées dans les écosystèmes côtiers depuis les années 1960 (Diaz and Rosenberg, 2008), etc.

La prise en compte du rôle majeur que joue l'agriculture dans l'Anthropocène ouvre un champ de questions nouvelles. Celles-ci portent classiquement sur la façon dont l'agriculture peut s'adapter sous la contrainte de ces changements environnementaux globaux et sur la contribution des différentes modalités de l'agriculture à ces changements globaux. Ces deux champs de question interrogent au premier plan les agronomes.

### **3.1.2 La modification des cycles biogéochimiques globaux, une composante clé de l'Anthropocène**

#### **3.1.2.1 Les transformations profondes des cycles biogéochimiques**

La modification de ces cycles biogéochimiques est une des composantes majeures de l'Anthropocène, en particulier concernant l'azote et le phosphore (Crutzen, 2002). En effet, ces cycles ont été fondamentalement modifiés durant les dernière décennies par l'injection de quantités importantes des formes réactives de N et de P dans la Biosphère (Bennett et al., 2001; Cordell et al., 2009; Galloway et al., 2008). On considère en effet aujourd'hui que les apports anthropiques de ces éléments minéraux aux écosystèmes sont devenus plus importants que les apports "naturels" (par exemple via la fixation libre de l'azote ou les mouvements tectoniques) (Canfield et al., 2010). En parallèle, ces cycles biogéochimiques ont été modifiés par les flux de biomasse à l'échelle de la planète résultant des pratiques humaines telles que la production, le prélèvement et le transport de biomasse agricole et forestière (Krausmann et al., 2008), qui se traduisent en autant de flux d'éléments minéraux. Il résulte de ces transformations que les cycles des éléments minéraux présentent aujourd'hui un large "défaut de bouclage" dans les socio-écosystèmes : ceci se traduit par une accumulation importante d'éléments minéraux dans certains contextes et par des processus de recyclage des éléments seulement partiels vers les écosystèmes agricoles.

Il en résulte également un risque d'épuisement de la ressource en roches phosphatées à moyen terme (Peñuelas et al., 2013) et des fuites d'éléments minéraux vers l'environnement qui conduisent à des impacts majeurs pour les écosystèmes aquatiques. En conséquence de tout cela, nombre de scientifiques s'accordent à dire que les "limites planétaires" relatives à l'azote et au phosphore sont en train d'être dépassées (Figure 22), c'est-à-dire que les perturbations anthropogéniques risquent de dépasser un seuil au-delà duquel le système Terre sera fortement perturbé (Carpenter and Bennett, 2011; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015)

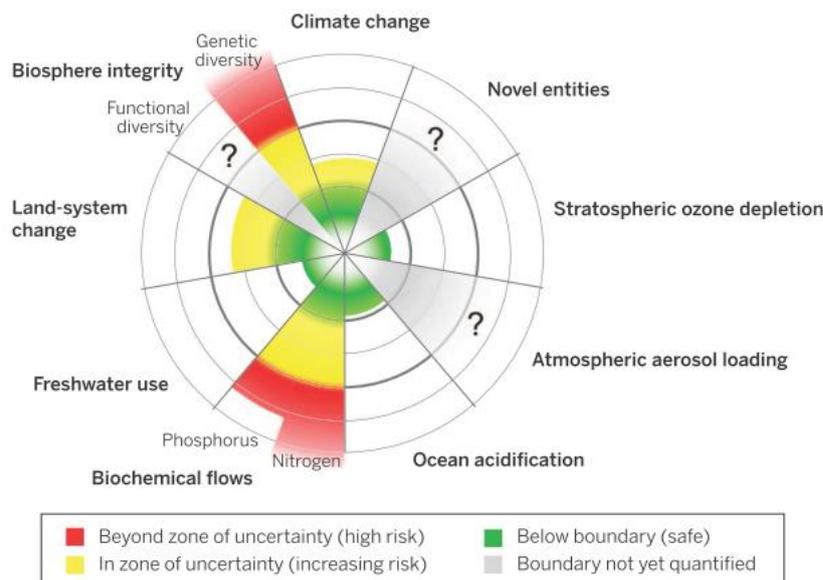


Figure 22 : Représentation des "limites planétaires" (Source : Steffen et al., 2015)

### 3.1.2.2 L'agriculture, un acteur clé des cycles biogéochimiques contemporains

Les transformations de l'agriculture évoquées plus haut ont conduit à des impacts profonds sur les cycles biogéochimiques. En effet, dans l'ère pré-industrielle, le cycle des éléments en agriculture était organisé à une échelle relativement locale, les flux de matières fertilisantes mobilisées comme de produits végétaux exportés étant d'intensité modeste et parcourant des distances courtes. L'entrée de l'agriculture –et des systèmes alimentaires<sup>32</sup> qui lui sont liés– dans l'ère industrielle a entraîné des modifications profondes de ces cycles, pour deux raisons essentielles. Premièrement, l'agriculture mobilise des quantités importantes d'engrais minéraux, qui constituent autant d'apports d'éléments réactifs de N et de P dans la Biosphère (Erisman et al., 2008) : sans revenir sur la présentation donnée tout au début de ce document, je rappelle que la consommation mondiale d'engrais N en agriculture a été multipliée par 7 et celle d'engrais P par 3,5 entre 1960 et 1995 (Tilman et al., 2002).

Deuxièmement, l'agriculture contemporaine est associée à des déplacements géographiques importants de biomasse, et donc d'éléments minéraux, à la surface de la planète (Krausmann et al., 2008) : ceux-ci résultent des échanges de matières agricoles et alimentaires au sein des filières agricoles, pour l'alimentation humaine ou animale. Là encore, si ces échanges étaient plutôt associés à des distances courtes dans l'ère pré-industrielle (par exemple au sein du territoire des fermes, du village ou de la petite région), ces échanges ont désormais tendance, dans un certain processus de mondialisation, à s'organiser à des échelles spatiales beaucoup plus larges (par exemple entre grands bassins de production agricole situés sur des continents différents) et ce sous l'effet d'une certaine dissociation entre zone de production agricole et de consommation urbaine (Cumming et al., 2014; Fader et al., 2013) et de dissociation entre zone de production végétale et de production animale (Billen et al., 2015). Il en résulte, par exemple, qu'environ 20% de la production agricole végétale mondiale fait désormais l'objet d'échanges internationaux (Kastner et al., 2014). Ces échanges conduisent à redistribuer la fertilité entre régions agricoles : en effet, qu'ils soient destinés à l'alimentation humaine ou animale, une fraction significative des éléments minéraux échangés retournera aux sols agricoles, sous forme d'effluents d'élevage ou de déchets d'origine urbaine. Toutefois, la distribution de ces échanges

<sup>32</sup> On appelle "système alimentaire" la manière dont les hommes s'organisent dans l'espace et dans le temps pour obtenir et consommer leur nourriture.

étant fortement structurée spatialement (Puma et al., 2015), ceux-ci contribuent, avec une distribution également spatialement structurée des apports d'engrais minéraux et des animaux d'élevages à l'échelle de la planète (Potter et al., 2010), à des bilans non-uniformes d'éléments minéraux appliqués aux sols agricoles (Vitousek et al., 2009). Dit autrement, on observe aujourd'hui la coexistence de situations d'excédents et de déficits d'éléments minéraux apportés aux sols agricoles à l'échelle de la planète telle que représentée sur la Figure 23 (Liu et al., 2010; MacDonald et al., 2011).

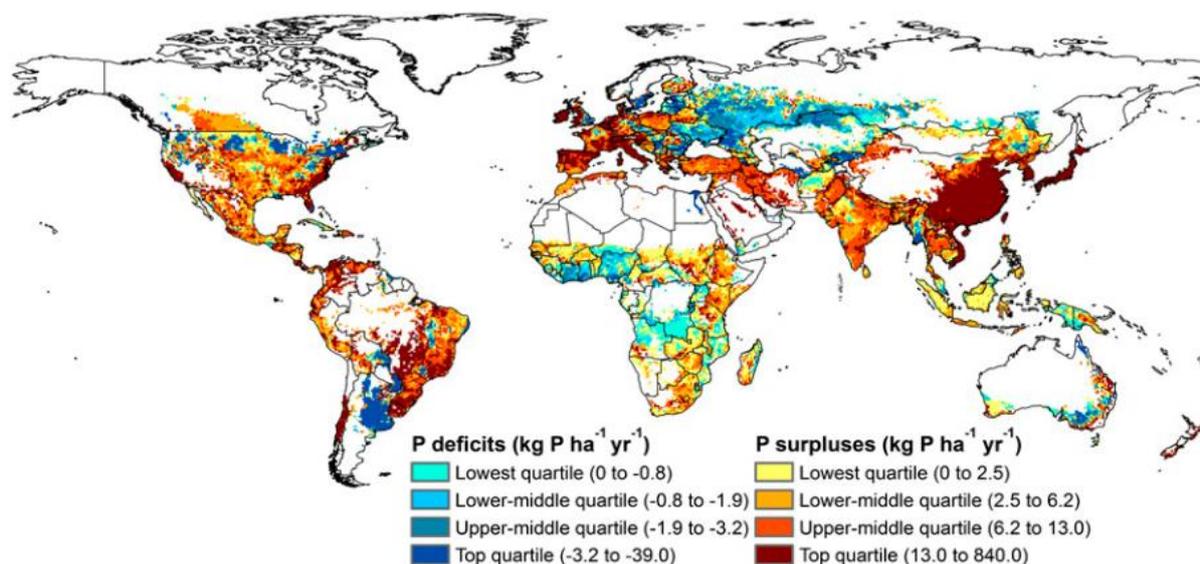


Figure 23 : Bilan de phosphore des sols agricoles à l'échelle mondiale aux alentours de l'année 2000 (source: MacDonald et al., 2011)

### 3.1.3 Anthropocène, cycles biogéochimiques et agriculture : état des questions de recherche

#### 3.1.3.1 Qu'ignore-t-on au sujet des relations entre agriculture et cycles biogéochimiques globaux ?

Les sections précédentes ont souligné le rôle qu'occupe l'agriculture dans les cycles biogéochimiques à l'échelle macroscopique. Celle-ci constitue un secteur pour lesquels les flux d'éléments minéraux sont importants, en forte interaction avec les autres compartiments de la Biosphère. L'étendue de nos connaissances dans le domaine reste cependant limitée. Sans rentrer dans une présentation exhaustive de l'état de l'art, on peut identifier quelques points pour lesquelles nos connaissances restent lacunaires, et qui constituent autant de fronts de science qui méritent d'être explorés.

Premièrement, les travaux mentionnés plus haut ont souvent proposé une quantification en grande masse des flux d'éléments minéraux entrants et sortants de l'agriculture depuis ou vers les compartiments de l'environnement (Canfield et al., 2010; Galloway et al., 2008). Si ces travaux ont permis d'identifier le rôle moteur qu'occupe l'agriculture dans les grands cycles biogéochimiques à l'échelle globale, ils offrent peu de visibilité quant aux déterminants de ces flux. Ceux-ci se situent certes dans l'usage de la biomasse agricole (elle-même dépendante des régimes alimentaires et du mix énergétique), qui reste un moteur fondamental de l'agriculture (Metson et al., 2012; Tilman and Clark, 2014), mais ces déterminants sont également liés à l'efficacité avec laquelle la biomasse est utilisée et avec laquelle les processus de recyclage des

éléments minéraux sont mis en œuvre dans les chaînes alimentaires en amont et en aval de l'agriculture. Ces déterminants ont été en partie éclairés par la mise en œuvre de modèles de type "Analyse des Flux de Matière" (voir Section 2.3) qui ont permis de comprendre comment sont structurés les flux d'éléments minéraux concernant l'agriculture, d'en évaluer l'efficacité d'utilisation et éventuellement d'identifier des opportunités de recyclage au sein de la chaîne alimentaire. Cependant, ces modèles restent limités par leur caractère agrégatif : en particulier, il n'est pas possible avec ceux-ci d'explorer en quoi l'organisation spatiale ou fonctionnelle des activités de production agricole contribue à déterminer les flux d'éléments minéraux en agriculture. Explorer cette question reste pourtant un enjeu important alors que la distribution spatiale des cultures et des élevages subit des transformations importantes dans un certain nombre de contextes sous l'influence de la transformation des chaînes de valeurs agricoles (Ramankutty et al., 2008).

Deuxièmement, les travaux évoqués plus haut ont également souligné que les échanges de matières agricoles à l'échelle internationale jouent un rôle important dans les cycles biogéochimiques globaux. Toutefois, la contribution exacte de ces échanges internationaux aux flux d'éléments minéraux mérite encore d'être quantifiée. Par ailleurs, certains auteurs soulignent le fait que les échanges internationaux permettent, en valorisant les avantages comparatifs, d'augmenter l'efficacité globale d'utilisation des intrants lorsque les produits agricoles sont échangés depuis des pays à forte efficacité d'utilisation des intrants vers des pays à plus faible efficacité (Dalin et al., 2014; Godfray et al., 2010). Explorer cette question reste d'actualité, en particulier pour les ressources non-renouvelables dont la durabilité dépend de l'intensité du recyclage. Enfin, l'importance des échanges internationaux souligne l'intensité des télé-connexions entre pays (MacDonald, 2013), la consommation d'un produit dans un pays importateur pouvant avoir des impacts environnementaux ou sociaux dans le pays exportateur dont le produit est originaire. De ce fait, les échanges internationaux peuvent "déplacer" les impacts environnementaux associés à la fabrication d'un produit (Galloway et al., 2007; MacDonald et al., 2012a) et rendre ainsi compliquée l'évaluation de l'impact réel des pratiques de consommation d'une entité donnée (Hellweg and Milà i Canals, 2014). Cet effet de "déplacement" est pris en charge par le concept d'empreinte ou de flux virtuel d'un produit (Bicknell et al., 1998), expliqué dans la Section 2.3.3.2. Cependant, la mise en œuvre de tels indicateurs d'empreinte reste modeste en agriculture. On manque en effet de connaissances sur l'effet des pratiques agricoles et des évolutions des chaînes de valeur agricoles sur le déplacement des impacts environnementaux de l'agriculture à l'échelle mondiale.

Troisièmement, les travaux présentés dans les premières sections ont montré que l'agriculture continuait à injecter d'importantes quantités d'éléments réactifs dans la Biosphère. Limiter cet apport d'éléments réactifs demande de mettre au point des modes de production plus économes en intrants, notamment en développant les processus de recyclage à l'échelle locale. Ce recyclage est d'ailleurs la seule solution possible à long-terme pour faire face à l'épuisement des ressources en roches phosphatées. Néanmoins, nos connaissances sur les processus de recyclage en agriculture, leur efficacité et leurs conditions d'existence restent relativement limitées, en particulier lorsqu'il s'agit d'envisager ce recyclage à une échelle supérieure à l'exploitation agricole comme l'échelle du territoire (Modin-Edman et al., 2007). Un front de science majeur reste donc d'explorer les possibilités de meilleur recyclage des éléments minéraux en agriculture, notamment à l'échelle du territoire, et de proposer des modes d'organisation de la production agricole qui favorisent ces processus de recyclage. La modélisation mécaniste des systèmes de production et des territoires apparaît sans doute comme une voie prometteuse pour cela : elle permet à la fois d'évaluer l'effet de l'organisation de la production agricole sur l'intensité du recyclage et d'explorer des modalités alternatives d'organisation de la production qui pourraient augmenter le degré de bouclage du cycle des éléments.

Quatrièmement, les principaux travaux portant sur l'impact de l'agriculture sur les cycles biogéochimiques s'appuient sur des données passées au sujet des pratiques agricoles ou, plus rarement, sur des scénarios futurs au sujet de ces pratiques. Toutefois, les scénarios futurs s'appuient souvent sur une description assez simple de l'agriculture et des systèmes de production agricole (Bouwman et al., 2013; Thieu et al., 2011), qui manque parfois de réalisme d'un point de vue agronomique. Un enjeu important consiste à enrichir ces scénarios à partir des connaissances que les agronomes ont accumulées au sujet du fonctionnement des agroécosystèmes, des déterminants des pratiques agricoles et de la dynamique des systèmes de production. En particulier, cet apport est d'une importance capitale pour explorer des scénarios qui s'écarteraient d'une situation de type "business as usual" et qui viseraient à étudier les effets des formes alternatives d'agriculture sur les cycles biogéochimiques.

Enfin et cinquièmement, la plupart des travaux portant sur les relations entre agriculture et cycles biogéochimiques à l'échelle globale se sont concentrés sur les flux d'éléments minéraux, délaissant un peu de côté la question des stocks d'éléments minéraux dans les compartiments des systèmes étudiés (Liu et al., 2010; MacDonald et al., 2011). Néanmoins, des travaux récents ont souligné l'importance que ces stocks pouvaient avoir pour le fonctionnement des agroécosystèmes et pour la fourniture en éléments minéraux des cultures dans les décennies à venir (Sattari et al., 2012). Notre connaissance de ces stocks reste cependant limitée, à cause d'une part de l'absence de données homogénéisées et centralisées à ce sujet et de l'absence de modèles mécanistes permettant de simuler leurs processus de constitution. La meilleure caractérisation de ces stocks est donc un front de science important, d'autant que ceux-ci jouent souvent un rôle clé dans le couplage/découplage des cycles des éléments minéraux, du carbone et de l'eau (Gruber and Galloway, 2008).

### **3.1.3.2 L'émergence de l'agronomie globale**

L'ensemble des questions évoquées ci-dessus interpelle les agronomes quant à leur contribution, méthodes et connaissances. Plus largement, l'émergence du concept d'Anthropocène incite à interroger les changements environnementaux que subit la planète dans le cadre d'échelles spatiales très larges : les changements globaux tels que le changement climatique, l'érosion de la biodiversité, les invasions biologiques, la raréfaction des ressources naturelles ou encore le changement d'occupation des sols ne prennent vraiment de sens qu'observés à l'échelle mondiale. En parallèle, une série de questions sur la sécurité alimentaire mondiale ou sur la durabilité des mix énergétiques a émergé sensiblement durant la même période (Godfray et al., 2010; Suweis et al., 2015; Tscharnkte et al., 2012; West et al., 2014). L'agriculture occupant une place importante –voire centrale– dans ces questions, il est rapidement apparu que les relations entre agriculture, changements environnementaux globaux et sécurité alimentaire devaient être mieux comprises à l'échelle mondiale.

Tout cela a conduit à faire émerger le champ de l'agronomie globale<sup>33</sup> depuis quelques années, ce qui a conduit à élargir la palette des outils et méthodes que les agronomes peuvent mobiliser (Makowski et al., 2014). Sans chercher à être exhaustif, on peut identifier quatre familles d'outils mobilisables :

---

<sup>33</sup> Les approches globales, courantes en macroéconomie ou en géographie, ont été initiées en écologie principalement au cours des deux dernières décennies. Elles n'ont été en revanche appliquées aux questions ayant trait aux relations entre agriculture et changements globaux qu'au cours de la décennie passée, par exemple au sujet de l'estimation de la capacité productive mondiale (Mueller et al., 2012; Seufert et al., 2012) ou de sa contribution aux changements globaux (Foley et al., 2011). Ces approches ont été développées essentiellement à l'initiative d'équipes d'écologues ou de géographes nord-américains ou européens, très rarement français.

- Premièrement, le recours aux bases de données statistiques établies à l'échelle globale telles que FAOSTAT, EuroStat, ComTrade, etc : ces bases de données portent sur les pratiques agricoles (renseignées à l'aide de descripteurs simples tels que l'occupation du sol, les effectifs animaux, les niveaux de productivité, etc), les régimes alimentaires, les échanges commerciaux internationaux, etc. Ces bases sont alimentées à partir de statistiques agricoles annuelles, d'agrégats économiques nationaux, de données douanières, etc. Si les principales bases sont internationales et d'envergure quasi-mondiale, il existe une multitude de bases nationales (telle que Agreste ou la base INSEE pour la France), souvent de meilleure qualité, profondeur historique et envergure. Ces bases de données apportent une ouverture décisive sur des données riches, souvent connexes à l'agriculture et à très large envergure spatiale même si elles restent modestes sur les pratiques agricoles. Un enjeu fort de la manipulation de ces bases de données reste leur cohérence, leur fiabilité et la précision des données portant sur les pratiques agricoles ainsi que parfois la protection de leur confidentialité.
- Deuxièmement, le recours à l'information géo-référencée. En effet, l'importance et la qualité des données satellitaires permet aujourd'hui d'acquérir une information massive sur l'occupation du sol, ses changements et sa distribution spatiale (Ramankutty et al., 2008). Ces données offrent une ouverture sur les changements des systèmes agricoles, par exemple sur leurs implantations spatiales et leurs modalités d'occupation de l'espace. Un enjeu fort associé à ces données géo-référencées porte sur l'interopérabilité de ces données spatialisées avec les données statistiques souvent structurées par pays évoquées plus haut, la mise en relation de ces deux sources de données étant souvent complexe.
- Troisièmement, le recours aux modèles globaux de fonctionnement de la biosphère (Purves et al., 2013), notamment aux Dynamic Global Vegetation Models (DGVM). Ces modèles simulent les processus biogéochimiques, radiatifs et hydrologiques qui affectent la Biosphère via les interactions entre végétation et atmosphère. Ces modèles utilisent une représentation spatialement explicite, dans laquelle l'espace est découpé en points de grille, par exemple de  $0,5 \times 0,5^\circ$ . Les processus écologiques représentés sont variés et combinent la biogéochimie, la biogéographie et les perturbations écologiques. Les processus ayant trait à la végétation sont modélisés en général en utilisant l'approche par trait fonctionnel de réponse des espèces végétales. Ces modèles offrent des outils incomparables pour simuler la réponse des écosystèmes aux changements globaux. Toutefois, un enjeu de ces modèles reste de représenter avec suffisamment de précision les pratiques agricoles, qui constituent des variables de forçage des systèmes étudiés. Il est à noter que des efforts sont également réalisés pour développer des approches multi-locales des modèles de culture, nécessitant éventuellement la simplification de ces modèles autour de quelques processus clés (Mueller et al., 2012).
- Enfin et quatrièmement, le recours aux méta-analyses (Philibert et al., 2012a). En effet, l'accumulation des connaissances "primaires", localisées, sur le fonctionnement des écosystèmes, et notamment sur leur réponse aux pratiques humaines, permet aujourd'hui d'envisager la production de connaissances "synthétiques" sur ces écosystèmes. Celles-ci peuvent porter sur les performances des agroécosystèmes selon leurs modalités de conduite (Ponisio et al., 2015; Seufert et al., 2012; Tuomisto et al., 2012), la caractérisation des pratiques agricoles (Doré et al., 2011) ou encore la modélisation des traits de réponse des écosystèmes (Hossard et al., 2014; Philibert et al., 2012b). Les méta-analyses permettent donc aujourd'hui de formuler des lois générales de fonctionnement des agroécosystèmes, tout en évaluant le degré d'incertitude associé à ces lois. Un enjeu associé à ces méta-analyses reste cependant la disponibilité et la couverture géographique des études "primaires", notamment lorsqu'il s'agit d'avoir une approche mondiale des processus étudiés.

L'ensemble de ces méthodes offrent des perspectives très sérieuses pour l'agronomie globale. Il reste que, dans les travaux développés, la façon dont le fonctionnement et la conduite des agroécosystèmes sont représentés est plutôt sommaire et peut conduire à des simplifications discutables. Il existe donc un enjeu majeur pour les agronomes qui consiste à enrichir les approches globales évoquées ci-dessus à l'aide des connaissances acquises au sujet du fonctionnement et de la conduite des agroécosystèmes.

### **3.1.4 Les questions structurantes de mon projet**

#### **3.1.4.1 Positionnement de mes questions**

Les éléments présentés dans les sections précédentes démontrent clairement que les impacts de l'agriculture sur les cycles biogéochimiques globaux doivent être diminués si l'on souhaite rester en deçà des limites que peut supporter la planète (Steffen et al., 2015). La mise au point de modes de production agricole ou de consommation alimentaire et énergétique réduisant le recours aux engrais minéraux s'avère donc de première importance. En particulier, le recyclage des éléments minéraux déjà accumulés dans la Biosphère est une voie prometteuse et, à long terme, la seule solution face à l'épuisement des ressources en P. Développer des modes de production agricole économes en engrais minéraux ou favorisant le recyclage des éléments minéraux nécessite toutefois de faire progresser nos connaissances sur l'effet des pratiques agricoles et des modes d'organisation de l'agriculture sur les flux d'éléments minéraux et notamment sur la consommation d'engrais de synthèse. C'est ce champ d'investigation que j'ai développé, en formant l'hypothèse de travail que les échelles spatiales larges, allant du pays à la planète, offraient des perspectives intéressantes pour appréhender et évaluer le contexte biogéochimique tandis que l'échelle plus fine de la petite région agricole offrait un cadre pertinent pour rechercher des modes d'organisation de la production agricole susceptibles de recycler localement les éléments minéraux et donc de réduire le recours aux engrais de synthèse.

Mon projet porte donc de façon générale sur l'analyse du cycle des éléments minéraux en agriculture à une échelle spatiale supérieure à l'exploitation agricole. Bien que largement centré sur le cas du P, il aborde plus secondairement le cas du N. Je considère que mes travaux se trouvent à l'interface de plusieurs disciplines, dont l'agronomie constitue le cœur. En tant qu'agronome<sup>34</sup>, je me place dans une double perspective d'évaluation de l'effet de l'organisation des systèmes de production agricole sur les cycles des éléments minéraux et de contribution à la mise au point de systèmes techniques nouveaux. Je cherche en particulier à valoriser les acquis dont je dispose sur le fonctionnement et la conduite des agroécosystèmes pour enrichir les développements de l'agronomie globale. Mes travaux se positionnent également dans le champ des géosciences et de l'écologie de la Biosphère en visant à mieux comprendre les déterminants des cycles biogéochimiques à des échelles spatiales larges. Enfin, mes travaux, dans ce qu'ils comportent d'ingénierie, s'inspirent des approches et outils de

---

<sup>34</sup> L'agronomie se définit comme une discipline tournée vers l'action. Elle vise la compréhension et la mise au point de modes de production agricoles satisfaisants d'un point de vue productif, environnemental et, dans une moindre mesure jusqu'à présent, social. L'agronomie articule pour cela un effort d'évaluation des modes de production agricole ainsi qu'une démarche de conception de nouveaux systèmes techniques agricoles. Ces deux mouvements sont enrichis par la compréhension du fonctionnement et de la conduite des agroécosystèmes. Différents niveaux d'investigation spatiale sont mobilisés pour cela, allant principalement de la parcelle au paysage ou au territoire, avec une tendance à l'extension des travaux jusqu'à l'échelle mondiale tel que évoqué plus haut.

l'écologie industrielle (Hill, 2005) que je m'efforce d'appliquer à l'agronomie afin de modéliser les flux d'éléments minéraux dans les socio-systèmes complexes.

#### **3.1.4.2 Définition des échelles pertinentes**

Mes travaux passés ont exploré les déterminants des cycles associés à l'agriculture à des échelles très diversifiées. Celles-ci allaient de l'exploitation agricole à la planète en passant par le territoire, la grande région administrative, le pays et le continent. Une telle diversité d'échelles est sans doute un corollaire de l'inflexion que j'ai donnée à mes activités passées. Elle traduit une exploration volontaire et nécessaire –et parfois opportuniste– des différentes échelles auxquelles des déterminants des cycles des éléments peuvent se situer, et des possibilités d'engager des travaux pour mieux les cerner.

Toutefois, je souhaite désormais stabiliser les échelles de travail pour les prochaines années. Il m'apparaît ainsi que l'échelle de l'exploitation agricole, si elle est nécessaire pour comprendre finement les pratiques des agriculteurs, n'est clairement pas l'échelle la plus originale : bien que les travaux portant sur l'analyse des pratiques agricoles restent trop rares en agronomie, la plupart de ceux-ci s'intéressent à l'exploitation agricole et aux pratiques s'y organisant. De nouvelles connaissances relatives à la conduite de la fertilisation à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation sont donc susceptibles d'être produites par d'autres dans les prochaines années. Je fais donc le choix d'écarter cette échelle de travail dans le futur, ce qui n'exclut pas la possibilité d'accepter ponctuellement des collaborations à ce niveau d'organisation. Par ailleurs, l'échelle de la grande région administrative s'est montrée intéressante pour mettre en évidence l'effet de la spécialisation agricole sur l'organisation des flux d'éléments minéraux. Toutefois, cette échelle reste difficile à manipuler du fait de son caractère fonctionnel limité : il est en effet rare que le découpage régional coïncide avec le périmètre d'action des acteurs agricoles (souvent plus modeste lorsqu'il s'agit d'interactions directes avec les agriculteurs ou nettement plus vaste lorsqu'il s'agit d'importation/exportation de produits) ou même avec les caractéristiques pédoclimatiques des systèmes agricoles. J'ai donc choisi d'écarter cette échelle de mes travaux ultérieurs.

Il m'apparaît donc pertinent de concentrer mes travaux futurs sur deux niveaux d'organisation différents : le territoire et la planète. Je développe dans les deux sections suivantes les raisons qui me paraissent justifier ce choix. J'expose ensuite en quoi ces deux niveaux d'organisation me semblent complémentaires.

### **3.2 Perspectives sur les travaux à l'échelle du territoire**

L'échelle du territoire m'apparaît comme une échelle pertinente pour analyser l'effet de l'agriculture sur les cycles des éléments minéraux et surtout pour mettre au point des modes d'organisation de l'agriculture permettant de mieux boucler localement les cycles des éléments. C'est en effet en jouant sur la complémentarité entre acteurs économiques –et notamment sur leurs complémentarités en termes d'offre et de demande de matières– que l'on peut envisager la mise en place de symbioses industrielles, dans une démarche d'économie circulaire (Golev et al., 2014). La diversité des acteurs économiques à considérer peut être grande : il peut s'agir de fermes, susceptibles d'échanger des matières directement entre elles ; de leurs partenaires économiques amont et aval, susceptibles de fournir des intrants aux exploitations et de collecter produits et sous-produits mais aussi d'être utilisateurs de matières premières et générateurs de déchets ; et enfin d'acteurs non spécifiquement agricoles mais qui sont susceptibles d'interagir

avec les exploitations, notamment en les considérant comme puits de ressources à valoriser (par exemple sous forme de déchets organiques urbains).

L'échelle physique à considérer pour mettre au point des boucles de recyclage au sein des territoires ruraux reste une question délicate. Il est à peu près certain qu'il n'existe pas une seule échelle physique pertinente, tant la diversité des acteurs potentiellement impliqués peut être grande (Boiffin, 2005; Boiffin et al., 2014). Celle-ci peut aller de quelques km<sup>2</sup> à quelques milliers de km<sup>2</sup> (environ 50 km x 50 km) mais elle ne va guère au-delà, l'analyse des flux de matières agricoles montrant que la plupart de ceux-ci se déplacent sur des distances relativement modestes (Nowak et al., 2015). Cette gamme de variation est compatible par exemple avec la superficie de quelques cantons, d'une petite région agricole ou d'une communauté de communes ou le quart d'un département français. Elle présente donc des similarités avec les territoires d'action des politiques publiques mises en place par les collectivités locales les plus fines ou avec les dynamiques collectives impulsées localement (Caron, 2015).

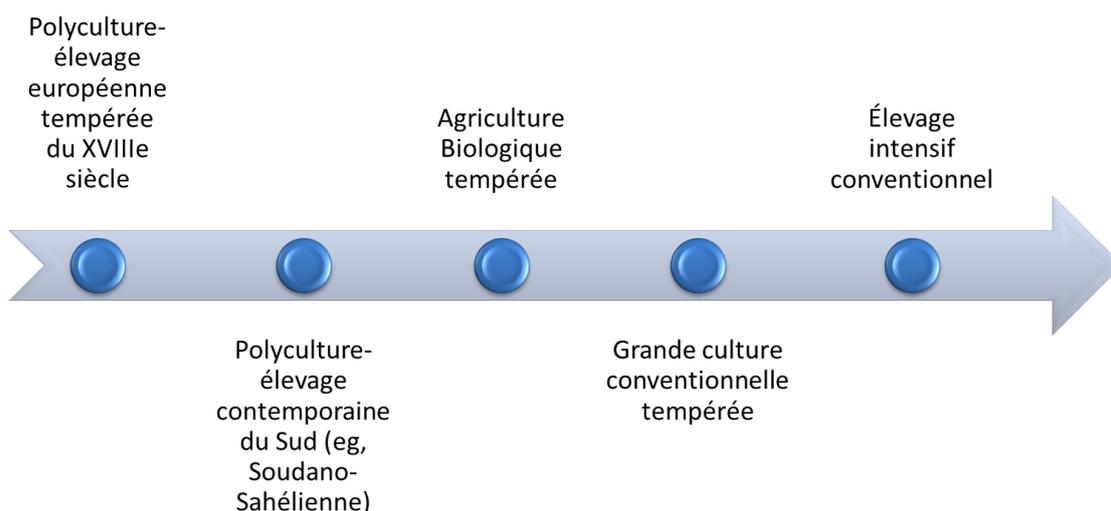
A ce niveau d'organisation qu'est le territoire, les questions scientifiques qui me semblent les plus pertinentes sont les suivantes. Il me semble tout d'abord primordial d'avoir une idée de ce que sont les flux de matières dans les territoires, de les quantifier et d'en analyser la structure. Il me semble ensuite important de modéliser ces flux de matières sous l'influence de l'organisation de l'agriculture dans le territoire, afin d'explorer de façon dynamique les conséquences que peuvent avoir des changements d'organisation de l'agriculture sur les réseaux d'échange de matières. Ces deux premiers points doivent être alimentés, en parallèle, par des progrès quant aux indicateurs que l'on peut mobiliser pour représenter, quantifier et évaluer le degré de bouclage du cycle des éléments. Je développe chacune de ces questions ci-dessous.

### **3.2.1 Description et quantification des flux de matières**

La première question qu'il me semble nécessaire d'aborder consiste à mieux connaître les flux de matières opérés dans les territoires et d'avoir une idée de leurs conséquences en termes de cycle d'éléments minéraux. En effet, la connaissance que nous avons des flux de matières agricoles, agroalimentaires et sous forme de déchets dans les territoires est globalement très limitée : qu'il s'agisse des produits échangés, des quantités mises en jeu, des distances parcourues, des acteurs concernés ou des modalités d'organisation, de stratégie et de gouvernance de ces échanges, ces données ne font l'objet d'aucun contrôle ni enregistrement en routine. Il est donc très difficile d'en tirer des conclusions quant à leur contribution aux cycles des éléments minéraux. Il me semble pourtant nécessaire de hiérarchiser ces flux en termes de quantités d'éléments minéraux qu'ils mettent en jeu et de rôles qu'ils jouent dans les processus de recyclage et de bouclage des cycles.

La collecte de ces données ne pouvant s'appuyer que sur des enquêtes de terrain –ou éventuellement sur l'exploitation de bases de données privées de certains fournisseurs ou collecteurs de produits et intrants agricoles, ce qui n'est pas toujours simple– il n'est pas possible d'envisager leur collecte dans de nombreuses situations. Il me semble alors plus judicieux d'envisager de concentrer l'analyse sur quelques situations contrastées. Je forme à ce sujet l'hypothèse selon laquelle la rareté de la ressource en éléments minéraux est de nature à forcer les systèmes agricoles à s'organiser collectivement pour valoriser cette ressource rare et mieux boucler les cycles des éléments minéraux. Cette hypothèse s'appuie notamment sur les travaux d'Elinor Ostrom qui a montré que, sous certaines conditions de gouvernance, il existait des dispositifs locaux vertueux d'auto-organisation des acteurs qui permettent de protéger les ressources naturelles et de respecter leurs délais de reconstitution (Ostrom, 2010). A partir de

là, il m'apparaît que les situations à étudier pourrait être classées sur un gradient de disponibilité en ressources fertilisantes, tout en contrôlant le plus possible les autres facteurs susceptibles d'influencer l'organisation des flux de matières<sup>35</sup>. Ce gradient pourrait aller des situations très limitées en ressources fertilisantes jusqu'aux situations de très larges excédents. Il pourrait par exemple opposer d'un côté l'agriculture tempérée du XVIII<sup>e</sup> siècle ou sous cahier des charges strict d'interdiction des engrais minéraux et de l'autre des situations occidentales ou asiatiques d'élevage concentré, qui importent massivement l'alimentation des animaux (Figure 24).



**Figure 24 : Exemple de classification des situations d'étude possibles selon un gradient de disponibilité en éléments minéraux pour la fertilisation des cultures. Différents axes des ordonnées pourraient être rajoutés à cette figure tels que la productivité primaire, l'efficacité d'utilisation des ressources fertilisantes, le degré de bouclage du cycle des éléments, etc.**

Dans ce cadre, il me semble alors pertinent de développer une approche comparative des différents systèmes agricoles rencontrés (Doré et al., 2011) au sujet de la façon dont ils se sont organisés à l'échelle du territoire pour gérer la disponibilité de la ressource en éléments minéraux. Il s'agirait alors de mettre en évidence les pratiques agricoles, les flux de matière et les modes d'organisation des échanges qui contribuent à l'approvisionnement de l'agriculture en éléments minéraux. Il s'agirait également d'évaluer l'efficacité de ces pratiques pour le bouclage du cycle des éléments à l'échelle du territoire ainsi que les impacts environnementaux et coûts associés. Dans une perspective de raréfaction probable de la disponibilité en engrais minéraux à l'avenir, il me semble particulièrement intéressant de concentrer l'analyse sur les situations où la disponibilité en ressources fertilisantes est déjà faible, afin d'en tirer des connaissances sur la façon dont les systèmes agricoles se sont organisés à l'échelle du territoire pour faire face à cette rareté. Le développement de ce type d'analyse suppose de progresser en parallèle sur les indicateurs synthétiques dont nous pouvons disposer pour analyser la structure des réseaux d'échanges, sur lesquels je reviendrai (cf section 3.2.3).

Ce type d'analyse a déjà été initié dans mes travaux passés, par exemple en prenant l'AB en France comme un cas d'étude dans lequel la disponibilité en ressources fertilisantes est

<sup>35</sup> Le contrôle des autres facteurs influençant les flux de matière peut porter sur les conditions pédoclimatiques, les quantités alimentaires générées, le degré d'insertion de l'agriculture dans l'économie de marché, la taille de la région d'étude et son nombre d'acteurs, etc.

moyenne (cas de la thèse de Benjamin Nowak, voir section 2.2.1) ou encore en développant une approche historique et bibliographique du fonctionnement des systèmes agricoles dans la Haute-Lande girondine du XVIII<sup>ème</sup> siècle dans lesquels la disponibilité en ressources fertilisantes était très limitée (cas du stage de Lucie Lung en 2014). Sans multiplier cette approche outre mesure, je pense qu'une telle étape de caractérisation des flux d'éléments minéraux dans les territoires agricoles et ruraux est un préalable nécessaire pour avoir une idée du degré de bouclage actuel du cycle des éléments minéraux dans les territoires et pour mettre au point de nouveaux modes d'organisation territoriale de la production.

### **3.2.2 Modélisation des flux de matières**

La seconde piste de travail qui me semble pertinente consiste à développer une modélisation dynamique des flux de matières dans les territoires et de leurs conséquences pour les cycles des éléments minéraux. En effet, la modélisation des échanges de matières entre acteurs économiques dans les territoires a été très peu développée jusqu'à présent dans la littérature scientifique. Ceci limite fortement la conception et l'évaluation de scénarios alternatifs d'organisation des échanges qui pourraient mieux boucler les cycles des éléments minéraux. La conception de tels scénarios serait pourtant utile pour dépasser l'approche par études de cas développée plus haut.

Aussi, il me semble pertinent de développer un modèle permettant de représenter les flux de matières, et qui impliquerait trois catégories principales d'acteurs économiques : les exploitations agricoles, les organismes immédiatement amont/aval des exploitations et les autres acteurs, essentiellement urbains (Figure 25). L'effort de modélisation devrait porter d'une part sur l'estimation des propriétés d'offre et de demande en matières des différents acteurs et d'autre part sur les modalités d'interaction et d'échanges de matières entre les différents acteurs au sein du système étudié. Enfin, le modèle devrait convertir ces flux de matières en flux d'éléments minéraux et évaluer, à l'échelle du système d'étude, les processus de recyclage, d'accumulation et de fuites d'éléments minéraux. Bien que le type de modèle à mobiliser ne soit pas encore stabilisé, il est probable que celui-ci empreinte à la fois aux modèles de flux de substance (type Material or Substance Flow Analysis) et aux modèles multi-agents capables de représenter le comportement d'acteurs diversifiés en interaction au sujet de la gestion d'une ressource limitée. Enfin, il sera nécessaire de faire appel aux modèles simulant les fuites d'éléments minéraux des écosystèmes cultivés afin de quantifier les processus de pertes depuis le système d'étude. Un enjeu majeur de ce type de modèle sera, outre la disponibilité des données d'entrée, la capacité à rendre compte des stratégies et prises de décision des acteurs afin de simuler avec réalisme les flux de matières qui en résultent. Un autre enjeu sera de représenter avec suffisamment de réalisme la façon dont la production et les exploitations agricoles se transforment pour s'adapter à des changements du contexte (par exemple en termes de ressources fertilisantes).

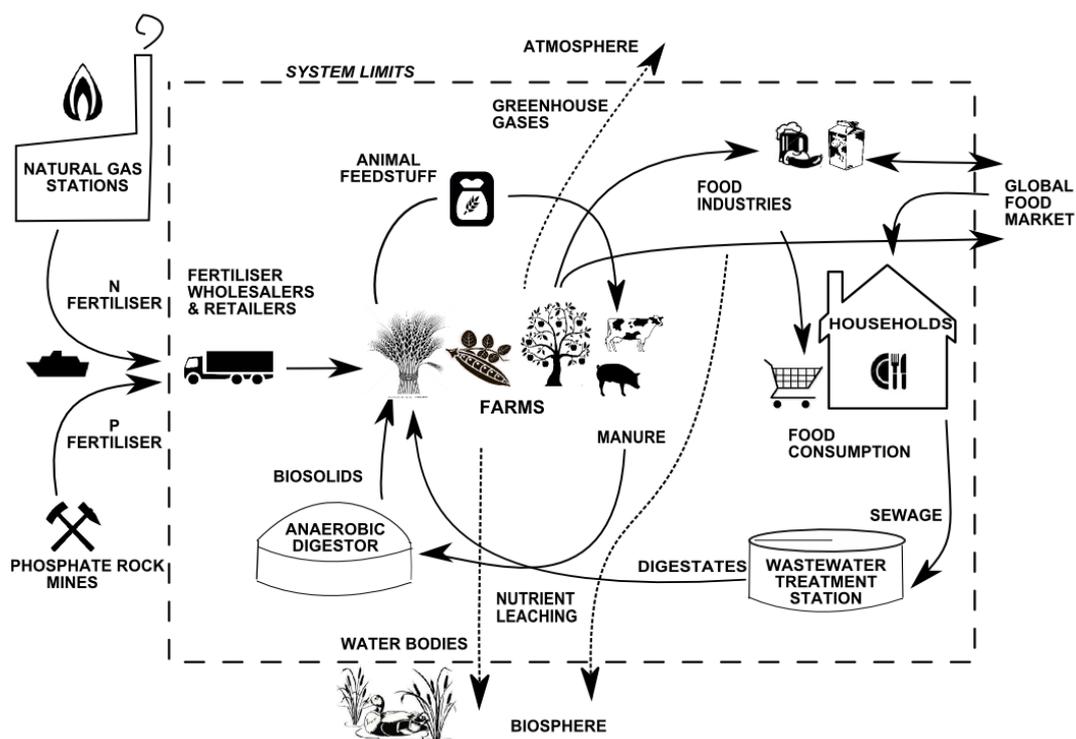


Figure 25: Représentation du système d'étude à modéliser à l'échelle du territoire (d'après Fernandez-Mena et al., 2016<sup>36</sup>)

La mise au point d'un tel modèle permettrait de concevoir, explorer et évaluer différents scénarios d'organisation des échanges entre acteurs dans les territoires ruraux afin de mieux boucler localement le cycle des éléments minéraux. Ces scénarios pourraient porter sur la nature des acteurs en présence et leurs propriétés d'offre et de demande de matières mais surtout sur leurs modalités d'échanges de matières entre eux. Ces scénarios pourraient être bâtis en faisant varier, par exemple, le nombre d'acteurs en présence, leurs stratégies d'approvisionnement ou les processus de collecte et de circulation des matières (par exemple via le développement de méthaniseurs collectifs agricoles, la valorisation innovante de sous-produits agricoles ou agro-alimentaires, les changements dans la demande en biomasse alimentaire, etc). Ils pourraient également être bâtis avec des acteurs locaux, éventuellement de façon participative, en réponse à des enjeux sociétaux tels que la production locale d'énergie renouvelable, le développement d'économies circulaires, la relocalisation de la production et de la captation de la valeur ajoutée, etc. Pour finir, un tel modèle devrait permettre d'évaluer les scénarios testés en termes de bouclage du cycle des éléments minéraux et de risques de fuites vers les compartiments de l'environnement mais aussi plus largement aussi en termes de services rendus par les écosystèmes agricoles (tels que la production de biomasse, le stockage du carbone dans les sols ou la protection de la qualité de l'eau).

Concrètement, la mise au point d'un tel modèle a déjà été initiée dans le cadre du doctorat d'Hugo Fernandez-Mena que je co-encadre avec Sylvain Pellerin depuis l'automne 2014 et au sein du projet OTP-Serv<sup>37</sup> que je coordonne depuis l'été 2015. Le projet de ce doctorat est de

<sup>36</sup> Fernandez-Mena, H., Nesme, T., Pellerin, S. Towards an Agro-Industrial Ecology: a review of nutrient flow modelling and assessment tools in agro-food systems at the local scale. *Sciences of the Total Environment*, 543, 467-479.

<sup>37</sup> Le projet OTP-Serv vise la mise au point d'un modèle de simulation des flux de matières dans les territoires ruraux. Il associe les compétences de quatre équipes travaillant sur la gestion des ressources dans les territoires ruraux (UMR AGIR, Toulouse), les transformations de l'usage des sols agricoles (UR ASTER, Mirecourt),

parvenir à coupler modèle multi-agents et modèles de flux de substance, afin de quantifier et évaluer les flux de matières dans quelques territoires sélectionnés selon leurs enjeux relatifs aux éléments minéraux (par exemple, production d'énergie renouvelable par valorisation des sous-produits, augmentation de l'autonomie en aliments azotés pour les troupeaux, protection de la qualité de l'eau vis-à-vis des fuites de nitrate). A plus long terme, on pourra imaginer de coupler ce modèle avec un modèle biophysique simple simulant les changements de disponibilité des éléments minéraux dans le sol sous l'influence des entrées/sorties d'éléments et de réponse des peuplements végétaux à cette disponibilité dans les sols (tels que ceux développés dans l'unité ISPA). Cela permettrait d'évaluer les scénarios d'échanges de matières en termes de production et de fourniture de produits agricoles.

### **3.2.3 Mise au point d'indicateurs du bouclage des cycles à l'échelle du territoire**

Comme les sections précédentes l'ont suggéré, l'évaluation du degré de bouclage du cycle des éléments minéraux à l'échelle du territoire reste aujourd'hui assez lacunaire. Cela est en grande partie dû à l'absence d'indicateurs pertinents pour évaluer les flux d'entrée/sortie d'éléments minéraux ainsi que leur recyclage local au sein des systèmes diversifiés que sont les territoires agricoles et ruraux. En effet, la littérature scientifique est relativement pauvre à ce sujet : elle se limite principalement à l'indice de recyclage de Finn qui utilise des matrices d'entrées/sorties de type Leontief afin de quantifier, à l'échelle d'un ensemble de compartiments, le flux d'éléments minéraux qui rentre dans un compartiment après en être sorti et avoir transité parmi d'autres compartiments du même système d'étude (Alvarez et al., 2014; Rufino et al., 2009). L'application de cet indicateur a été menée surtout à l'échelle de l'exploitation agricole (décomposée en différents ateliers en interaction) tandis que son application à l'échelle du territoire (décomposé en une somme d'exploitations qui échangent de la matière) n'a été initiée que très récemment (Nowak et al., 2015). Cette application n'est cependant pas entièrement satisfaisante car elle ne prend en compte que les « boucles de recyclage » aboutissant au retour dans un compartiment donné des flux qui en sont sortis initialement, sans considérer les autres voies de recyclage (par exemple par simple valorisation de déchets ou sous-produits sans retour vers le producteur de ces déchets).

Cet indice de recyclage de Finn suppose par ailleurs l'état d'équilibre du système d'étude ce qui est loin d'être fréquemment le cas dans les systèmes agricoles lorsque ceux-ci sont observés sur le moyen-terme : de nombreuses approches historiques montrent que, dans les pays industrialisés, les sols agricoles tendent à avoir accumulé des éléments minéraux au cours des années 1960-1980 et s'approchent désormais d'une dynamique de déstockage de ces éléments par réduction très forte des fertilisations appliquées (MacDonald et al., 2012b; Ringeval et al., 2014; Sattari et al., 2012; Sébilo et al., 2013). Ces processus de stockage/déstockage, qui peuvent s'apparenter à des processus de recyclage sur le moyen terme, devraient prendre de l'importance à l'avenir mais ne sont qu'imparfaitement pris en charge par les indicateurs évoqués plus haut. Enfin, les premières applications de l'indice de recyclage de Finn aux systèmes agricoles montrent que le degré de recyclage calculé à l'échelle du territoire est extrêmement sensible à l'échelle spatiale mobilisée (Nowak et al., 2015).

Il convient donc de développer un champ d'investigation au sujet des indicateurs que l'on peut mobiliser pour évaluer le degré de bouclage du cycle des éléments minéraux dans les territoires. Cette démarche pourrait s'appuyer sur deux avancées théoriques récentes. D'une

part, les progrès réalisés dans le domaine de l'analyse des réseaux écologiques ont fourni une palette intéressante d'indicateurs pour apprécier la structure de ces réseaux, leur degré d'asymétrie et de dominance, ainsi que leur sensibilité à d'éventuels risques systémiques (Puma et al., 2015). Bien que ces outils ne soient pas spécifiques des flux d'éléments minéraux, ils peuvent s'avérer utiles pour qualifier la structuration des réseaux d'échange de matières dans les territoires. D'autre part, des progrès ont également été réalisés dans le domaine des flux de ressources virtuels (Aldaya and Hoekstra, 2010; Godinot et al., 2014) : ceux-ci permettent notamment de convertir les flux de matières en flux d'engrais minéraux nécessaires pour la production de ces matières, en particulier lorsque des produits correspondant à plusieurs niveaux trophiques (tels que des produits végétaux et animaux) sont échangés en même temps. Ce type d'indicateur de flux de ressources virtuels peut se révéler particulièrement utile lorsqu'on cherche à comparer des situations différenciées du point de vue de l'utilisation des intrants. Ainsi, en prenant en compte l'usage d'engrais, qu'ils soient utilisés directement au sein du système étudié ou de façon induite en dehors du système d'étude, ce type d'indicateur donne accès aux quantités totales d'engrais mobilisés dans la production d'un type –ou d'un mix– de produit donné. Au côté de ces avancées théoriques, les progrès réalisés quant à la connaissance des processus de stockage et de déstockage des éléments minéraux à moyen terme dans les systèmes agricoles devaient nous permettre de mieux appréhender cette contribution au cycle des éléments minéraux.

La réflexion au sujet de l'usage de ces indicateurs a déjà été initiée au cours du doctorat de Benjamin Nowak (2010-2013). Elle devrait se poursuivre dans le cadre du doctorat d'Hugo Fernandez (2014-2017). Elle pourra également s'appuyer sur des collaborations avec l'UMR SAS (Rennes) qui a déjà développé des réflexions à ce sujet ou avec des écologues des réseaux trophiques dans les écosystèmes cultivés (UMR SAVE, Bordeaux).

L'ensemble de ces pistes de recherche est susceptible de déboucher, à plus long terme, sur des démarches *in situ*, engageant des acteurs locaux, destinées à accompagner la transition des territoires vers une économie plus circulaire. L'objectif serait de s'approcher d'une expérimentation « grandeur nature » et ainsi d'apprécier les facteurs limitants ou favorisants de la création de symbioses industrielles visant le meilleur bouclage des cycles de la matière. De telles approches à l'interface recherche/développement ont été mises en œuvre à l'échelle de territoires, par exemple pour optimiser la gestion de ressources naturelles ou la production de services écosystémiques (cas du projet Montérégie Connexion au Québec, <http://www.connexionmonteregie.com/>), mais à ma connaissance pas pour mieux boucler les cycles de la matière. La mise en œuvre d'une telle démarche nécessiterait des collaborations avec des économistes spécialistes de la gestion des ressources naturelles, notamment autour des notions d'économie circulaire, de stratégies des acteurs ou de gouvernance des biens communs (Ostrom, 2010). Si elle voit le jour, cette démarche nécessiterait également un engagement à relativement long-terme avec des acteurs de terrain susceptibles de participer et de s'engager dans ce type d'exercice prospectif. Une collaboration pourrait s'engager à ce sujet avec l'équipe d'Elena Bennett (McGill Univ.) qui travaille également sur les organisations socio-écologiques dans les territoires permettant de maximiser la production de services écosystémiques, dont le bouclage du cycle des éléments minéraux.

### 3.3 Perspectives sur les travaux à l'échelle globale

L'échelle globale m'apparaît comme le second niveau d'organisation pertinent à considérer pour comprendre le rôle de l'agriculture sur le cycle des éléments minéraux, et ce pour deux raisons. La première raison est que travailler à l'échelle mondiale offre un "contexte d'étude" dans lequel on peut positionner la contribution des phénomènes agricoles au fonctionnement global des cycles biogéochimiques. En effet, l'échelle mondiale donne une sorte de "borne supérieure", unique par définition<sup>38</sup>, qui permet de dépasser la singularité des situations locales que traite habituellement l'agronomie. Ce dépassement permet de comparer la contribution des processus spécifiquement agricoles aux autres processus qui gouvernent les cycles biogéochimiques, et de hiérarchiser les uns et les autres. De ce fait, le passage à l'échelle mondiale permet de mieux saisir les enjeux associés aux cycles des éléments minéraux et à leur gestion. Bien entendu, un enjeu majeur pour l'agronomie est d'être capable de travailler à cette échelle mondiale en intégrant les situations locales, sans passer sous silence la diversité qui leur est inhérente. J'essaie d'expliquer ce point de vue au travers d'un exemple de projet dans les lignes qui suivent (Section 3.3.1).

La seconde raison qui me pousse à travailler à l'échelle mondiale est que certains des processus qui gouvernent les cycles biogéochimiques n'ont de sens que pris à l'échelle mondiale. Il en est ainsi que des échanges internationaux de matières agricoles et agroalimentaires qui conduisent à des déplacements physiques d'éléments minéraux sur de longues distances ainsi qu'à établir des "télé-connexions" au sujet de la gestion des ressources naturelles entre pays producteurs et consommateurs de produits agricoles (MacDonald, 2013). Là encore, je développe ce point de vue au travers d'un exemple de projet que je propose ci-après (Section 3.3.2).

Ces deux raisons se trouvent renforcées par l'émergence de données et de méthodes adaptées à l'échelle mondiale depuis quelques années (voir Section 3.1.3.2). En effet, les données sur les pratiques agricoles mondiales, leurs performances productives ou environnementales, les échanges internationaux, etc. progressent et sont de mieux en mieux structurées dans des bases de données publiques. Ces progrès sont le résultat d'améliorations dans le domaine de la statistique publique, de la télé-détection, de la collecte participative de l'information par le peuple (crowd sourcing), le tout dans une ère d'accès libre aux données en quantités abondantes ("open and big data"). Les progrès dans la disponibilité des données s'accompagnent par ailleurs de progrès dans les méthodes permettant de les traiter et d'en dégager tendance générale et signaux faibles, par exemple via la meta-analyse.

A ce niveau d'organisation, les questions scientifiques qui me semblent les plus pertinentes sont les suivantes : il s'agit tout d'abord d'identifier les forces motrices des cycles biogéochimiques et d'en évaluer la contribution relative à l'échelle mondiale. Il s'agit ensuite de comprendre le rôle spécifique que jouent les échanges internationaux de matières agricoles, ceux-ci ayant acquis une intensité forte dans l'Anthropocène. Enfin, il s'agit d'élaborer des scénarios alternatifs d'organisation de l'agriculture et d'évaluer leurs effets à large échelle sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques. Je développe chacune de ces questions dans les sections qui suivent.

---

<sup>38</sup> Par exemple au sujet de la consommation mondiale de roches phosphatées, de la consommation mondiale de produits végétaux par les animaux d'élevage, etc.

### 3.3.1 Analyse des forces motrices des cycles biogéochimiques à l'échelle mondiale

Si les travaux quantifiant et évaluant le cycle des éléments minéraux, et en particulier du P, à l'échelle mondiale sont désormais nombreux, notre compréhension des forces motrices de ces cycles reste modeste, au-delà des études démontrant le rôle majeur -mais relativement lointain- des régimes alimentaires humains (Lassaletta et al., 2014b; Metson et al., 2012). En particulier, il me paraît nécessaire de comprendre les facteurs techniques déterminants de l'usage des engrais minéraux puisque l'utilisation de ces engrais est une voie fondamentale d'apport d'éléments réactifs dans la Biosphère. A ce sujet, si le prix des engrais est évidemment une variable clé qui contrôle leur usage (Koppelaar and Weikard, 2013), il me semble qu'il convient de dépasser les études économiques trop intégratives pour appréhender les facteurs techniques qui peuvent limiter ou au contraire favoriser l'utilisation des engrais dans les agroécosystèmes.

Je propose d'aborder cette question en m'interrogeant sur les processus qui contribuent à l'absence de bouclage du cycle des éléments dans les socio-systèmes à l'échelle mondiale, et en me concentrant sur le cycle du P. Ces processus me semblent être principalement de trois types : il s'agit (i) des pertes de P depuis les écosystèmes agricoles vers les milieux aquatiques ; (ii) des pertes de P via l'enfouissement des déchets ultimes riches en P ; et (iii) des apports de P (principalement sous forme d'effluents d'élevage) sur des sols agricoles pour lesquels la biodisponibilité du P est déjà largement suffisante. Il convient de préciser que si les deux premiers processus sont irréversibles à l'échelle humaine, le troisième peut présenter une certaine réversibilité puisque le "stockage" du P dans les sols agricoles à un instant donné peut constituer une source d'éléments minéraux ultérieurement pour le prélèvement par les peuplements végétaux (Sattari et al., 2012). La quantification de ces trois processus serait de nature à estimer les pertes de P des socio-systèmes à l'échelle mondiale. Cette estimation présente un intérêt clé pour apprécier les besoins en éléments minéraux des cultures qui visent, notamment, à combler ces pertes.

La quantification du premier processus pourrait être réalisée en couplant une estimation de la teneur en P totale des sols et des modèles de ruissellement/érosion adaptés à l'échelle mondiale, sous différents scénarios climatiques ou d'usage des sols agricoles (Carpenter and Bennett, 2011). La quantification du second processus pourrait être réalisée en tirant partie de l'accumulation de références portant sur les flux de P dans les chaînes de traitement des déchets dans différents pays de la planète et en synthétisant ces références par méta-analyse. Là encore, différents scénarios de traitement et de recyclage des déchets vers les sols agricoles peuvent être envisagés. La quantification du troisième processus est un peu plus délicate car elle requiert à la fois la connaissance de la disponibilité actuelle du P dans les sols agricoles et la quantification des bilans entrées/sorties de P de ces mêmes sols. Si des données spatialisées existent sur les bilans actuels et passés de P des sols à l'échelle mondiale (Bouwman et al., 2013; MacDonald et al., 2011), il est évidemment plus difficile d'estimer ce que seront ces bilans à l'avenir. On peut néanmoins estimer que la dissociation des cultures et des élevages agisse comme un déterminant majeur des bilans de P, tel que cela a été démontré dans la première partie de ce mémoire (voir Section 2.3.1). Par ailleurs, la connaissance de la disponibilité en P des sols à l'échelle mondiale reste largement lacunaire, même si des progrès en matière de modélisation à ce sujet existent.

Ce projet pourrait être mené essentiellement en collaboration. En particulier, la collaboration déjà engagée avec mon collègue Bruno Ringeval<sup>39</sup> devrait être de nature à produire des cartes

---

<sup>39</sup> Ringeval, B., Augusto, L., Monod, H., van Apeldoorn, D., Bouwman, L., Yang, X., Achat, D.L., Parsons Chini, L., Van Oost, K., Guenet, B., Wang, R., Decharme, B., Nesme, T., Pellerin, S. Phosphorus in agricultural soils: drivers of its distribution at global scale. To be submitted to *Nature Geoscience* (Dec 2015).

de teneur en P total et P disponible des sols agricoles à l'échelle mondiale. D'autre part, la méta-analyse des flux de P dans les chaînes de traitement de déchets pourrait être menée avec les collègues de la Chinese Agricultural University (discussions en cours avec Ma Lin à ce sujet). Enfin, j'explore actuellement la possibilité de nouer des collaborations avec des spécialistes de l'usage des sols agricoles (notamment avec Navin Ramankutty, Univ. Colombie Britannique, Canada) et des transformations des systèmes d'élevage (notamment avec Mario Herrero, CSIRO) afin d'estimer dans quelle mesure cultures et élevages tendent à se dissocier à l'échelle mondiale.

### **3.3.2 Analyse du rôle des échanges internationaux de matières agricoles**

La seconde question qui m'intéresse à l'échelle mondiale porte sur l'effet des échanges internationaux de matières sur les cycles biogéochimiques. En effet, les échanges internationaux de matières agricoles ont augmenté fortement au cours des dernières décennies : ils ont été multipliés par 10 entre 1950 et 2010 (Schmitz et al., 2012) et concernent désormais 20% des productions agricoles mondiales, hors cultures fourragères (Kastner et al., 2014). En 2008, on estime que 8% de la biomasse des écosystèmes mondiaux appropriée par les humains faisait l'objet d'échanges internationaux (Krausmann et al., 2008). Ceux-ci servent désormais à couvrir les besoins alimentaires de 16% de la population mondiale (Fader et al., 2013). Ces grandeurs indiquent l'importance qu'ont pris ces échanges internationaux dans l'Anthropocène.

Plusieurs auteurs ont souligné l'importance que ces échanges de matières représentent pour les cycles contemporains des éléments minéraux. D'une part, ces échanges contribuent à déplacer de la fertilité à l'échelle mondiale, entre bassins de production agricoles et bassins de consommation de ces produits agricoles : ceci a été démontré sur le cas du N (Galloway et al., 2008; Lassaletta et al., 2014a), mais aussi à partir de nos travaux sur le cas du P (voir Section 2.3.3.1). On estime par exemple que les quantités de P déplacées lors de ces échanges internationaux sont équivalentes à 17% des quantités d'engrais minéraux P utilisés à l'échelle mondiale. D'autre part, les échanges internationaux engendrent des "télé-connexions" entre pays puisque les pratiques de consommation dans un pays "puits" engendrent des pratiques d'adaptation de l'offre en produits agricoles dans les pays "sources" (MacDonald, 2013). Ces télé-connexions se traduisent par des flux de ressources virtuelles, par exemple sous forme d'empreinte en eau (Dalin et al., 2014), en terre (Fader et al., 2013; Macdonald et al., 2015), en fertilisants minéraux (MacDonald et al., 2012a) mais aussi en fuites d'éléments minéraux vers l'environnement (Galloway et al., 2007) ou en CO<sub>2</sub> émis vers l'atmosphère (Hertwich and Peters, 2009).

Je souhaite approfondir cette question de l'effet des échanges internationaux de matières sur le cycle du P, et ce dans deux directions. D'une part, je souhaite étudier en quoi ces échanges internationaux de matières contribuent à structurer la fertilité des sols agricoles à l'échelle mondiale. Je souhaite notamment étudier en quoi les pays importateurs de produits agricoles utilisent ces importations pour augmenter la fertilité de leurs sols agricoles et en quoi cette fertilité accumulée (combinée aux apports cumulés d'engrais minéraux) constitue une sorte de capital de fertilité pouvant procurer de la résilience dans un contexte de perturbation de la disponibilité en engrais minéraux. A ce sujet, la prise en compte du temps long (de l'ordre de 50 ans) me semble pertinente pour apprécier les processus d'accumulation ou d'appauvrissement de la fertilité P des sols qui sont globalement des processus lents. Ce travail suppose de disposer (i) de séries longues sur les échanges internationaux de matières et d'utilisation des engrais et (ii) de données sur les modalités de valorisation et de retour aux sols des déchets après l'utilisation des produits échangés (notamment selon qu'ils sont utilisés pour l'alimentation humaine ou animale ou par l'industrie non-alimentaire). A terme, la

quantification de ces flux pourra être couplée avec l'effort de modélisation de l'évolution de la biodisponibilité en P des sols que mène mon collègue Bruno Ringeval.

D'autre part, je souhaite mieux caractériser les flux de ressources virtuelles en engrais minéraux P qui résultent des échanges internationaux à l'échelle mondiale (voir Section 2.3.3.2). Je souhaite en effet évaluer dans quelle mesure ces échanges internationaux déterminent la demande en engrais minéraux P des cultures dans le monde. Plus précisément, je souhaite évaluer dans quelle mesure les inégalités de consommation alimentaire entre pays structurent le réseau de flux de ressources virtuelles entre pays. En effet, bien que les régimes alimentaires tendent à s'homogénéiser à l'échelle mondiale (Khoury et al., 2014), il demeure que ces régimes sont fortement déterminés par le pouvoir d'achat des consommateurs (Tilman and Clark, 2014). En particulier, les consommateurs des pays riches consomment en moyenne plus des produits animaux, haut placés dans les chaînes trophiques (Bonhommeau et al., 2013), alors que le coût de production de ceux-ci en engrais minéraux P est élevé. Je souhaite donc élaborer et mettre en œuvre des indicateurs d'empreinte phosphore (i.e., de quantités d'engrais minéraux P qu'il a fallu appliquer aux sols agricoles pour satisfaire la demande des consommateurs) par pays et à l'échelle mondiale. Je formule en particulier l'hypothèse selon laquelle la consommation domestique d'engrais P calculée à l'échelle d'un pays est un indicateur seulement partiel de la contribution dudit pays à la raréfaction des ressources en roches phosphatées. Cela me semble notamment vrai pour les pays riches, fortement importateurs de produits agricoles puisque l'importation de ces produits est de nature à "délocaliser" la consommation d'engrais minéraux P auprès des pays exportateurs de produits agricoles<sup>40</sup>.

La mise en œuvre de ces indicateurs de flux virtuels d'engrais P suppose de disposer de données d'une part sur les niveaux de fertilisation par culture et par pays et d'autre part sur les flux de produits agricoles convertis en flux commodités entre pays. Une première base de données sur les niveaux de fertilisation par culture et par pays a été élaborée lors du stage de Solène Roques que j'ai encadré en 2014 (voir Section 2.3.3.2). Celle-ci mérite d'être enrichie mais pourra s'alimenter notamment auprès des données de l'International Fertiliser Industry Association (<http://www.fertilizer.org/>) ou de l'Université du Minnesota (<http://environment.umn.edu/about/>). Des bases de données sur les flux internationaux de matières agricoles converties en flux de commodités ont également été mises au point (à partir des données FAOSTAT) par différentes équipes dans le monde telles que celle de Graham MacDonald (Univ. McGill, Canada) ou de l'Institut of Social Ecology de Vienne (Autriche) (Kastner et al., 2014). Des collaborations avec ces équipes pourraient être mises en œuvre, et certaines sont déjà en cours de discussion.

### **3.3.3 Evaluation de scénarios alternatifs de développement agricole**

La dernière question que je souhaite traiter à cette échelle porte sur l'évaluation de scénarios alternatifs de développement de l'agriculture en termes de cycles biogéochimiques. L'élaboration et l'évaluation de scénarios prospectifs est en effet une voie d'investigation privilégiée en agronomie globale (Kastner et al., 2014). En mobilisant notamment des scénarios contrefactuels, cette méthode constitue une sorte d'expérimentation virtuelle des effets de l'agriculture sur l'usage des ressources naturelles (Thieu et al., 2011). En prenant en charge

---

<sup>40</sup> Il est à noter que l'approche par pays proposée ici est de nature à gommer les différences d'empreintes P pouvant exister entre individus du fait des inégalités de revenus et de consommation pouvant subsister au sein d'un pays donné. A condition de disposer de données sur les régimes alimentaires par classe de revenu, il devrait être possible d'estimer les différences d'empreinte P entre classes d'individus, comme cela a été fait récemment au sujet des inégalités d'empreinte carbone entre individus à l'échelle mondiale (Chancel and Piketty, 2015).

d'emblée l'échelle globale, les sorties de ces scénarios sont par ailleurs susceptibles de rencontrer une certaine demande sociétale et d'aider à la définition de politiques publiques, et ce d'autant plus que l'échelle mondiale apparaît pertinente pour plusieurs enjeux concomitants (tels les émissions de gaz à effet de serre, la sécurité alimentaire, etc). D'un point de vue agronomique, la portée cognitive de telles évaluations de scénarios tient à la capacité à représenter avec suffisamment de réalisme les systèmes agricoles dans ces scénarios, ce réalisme devant porter à la fois sur le fonctionnement des agroécosystèmes et sur les pratiques agricoles qui les conduisent. Par les connaissances qu'ils ont acquises sur le fonctionnement des systèmes agricoles, il me semble que les agronomes sont susceptibles d'enrichir ces scénarios, à condition de disposer de lois suffisamment générales de fonctionnement des agroécosystèmes.

Je souhaite explorer cette voie de production de connaissances et utiliser des scénarios mondialisés de pratiques agricoles pour en évaluer les effets en termes de cycles biogéochimiques. Par exemple, je souhaite évaluer les conséquences pour le cycle du N et du P qu'aurait une extension généralisée des surfaces en Agriculture Biologique à l'échelle mondiale. En m'appuyant sur les connaissances acquises relatives (i) aux pratiques de gestion des éléments minéraux dans les systèmes en AB (voir Section 2.2.1), (ii) à la dynamique des éléments minéraux dans les systèmes en AB, et (iii) aux possibilités de développement de l'AB dans différents contextes (Allaire et al., 2015; Gabriel et al., 2009), je souhaite élaborer des scénarios contrastés de développement de l'AB et les évaluer en termes de satisfaction de la demande en éléments minéraux, dépendance à l'agriculture conventionnelle et capacité productive agricole. La mise au point de tels scénarios suppose l'élaboration de modèles simples qui estiment à la fois la demande en éléments minéraux des cultures conduites en AB et l'offre en éléments minéraux sous différentes formes (fixation symbiotique, recyclage des effluents issus des élevages conventionnels ou biologiques, déchets urbains). En amont, l'enjeu est de détenir des données suffisamment fiables sur les pratiques agricoles (e.g., au sujet des rotations en AB) et sur leurs performances (e.g., au sujet des rendements en AB) et suffisamment robustes au sujet du fonctionnement des agroécosystèmes (e.g., au sujet des excréments d'éléments minéraux par les animaux ou des pertes vers l'environnement depuis les cultures).

Un premier travail d'évaluation de scénarios de développement de l'AB sera mené dans le cadre de la thèse de Pietro Barbieri que je vais co-encadrer avec Sylvain Pellerin (2016-2018). Ce travail sera mené en collaboration avec les collègues de l'UMR Agronomie (Grignon) et de l'Univ. de Colombie Britannique (Canada) dans le cadre du projet ALECAPAB<sup>41</sup> que je coordonne. Un partenariat spécifique est également noué avec l'unité HorSyst du CIRAD afin de mieux cerner la définition de l'Agriculture Biologique en Afrique sub-Saharienne et les enjeux associés à son développement (financement méta-programme GloFoods, 2015-2017).

---

<sup>41</sup> Le projet ALECAPAB vise à évaluer la capacité productive de l'AB à l'échelle mondiale. Il comporte deux volets destinés à apprécier la variabilité pluriannuelle des cultures en AB et à évaluer des scénarios de développement de l'AB sous contrainte de satisfaction des besoins en éléments minéraux des cultures. Il associe l'UMR Agronomie (Grignon), l'Organic Research Center (UK), l'Univ de Colombie Britannique (Canada) et l'unité ISPA. Il est financé par l'appel à projet AgriBio4 de l'INRA sur la période 2015-2018.

### 3.4 Articulation entre échelles de travail

Les perspectives esquissées ci-dessus font apparaître deux échelles de travail privilégiées (le territoire et la planète) qui présentent à mon sens un certain nombre de complémentarités (Figure 26).

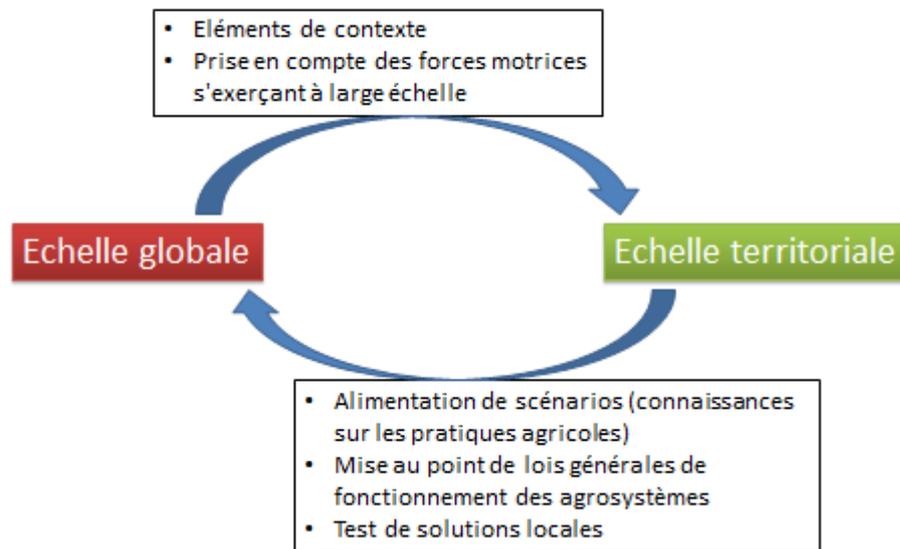


Figure 26 : Articulation entre les échelles globales et locales

D'une part, l'échelle planétaire me semble adaptée pour saisir les enjeux qui caractérisent les cycles du N et du P et les replacer dans un contexte large. Elle est également pertinente pour appréhender les processus qui n'apparaissent qu'à cette échelle-là, tels que les flux internationaux de matières qui sont, par définition, spécifiques de l'échelle mondiale. Enfin, cette échelle me semble intéressante pour évaluer la généralité de solutions locales (par exemple au sujet de l'agriculture biologique comme mode de production économe en intrants de synthèse) et pour appréhender les changements d'échelles qui peuvent être associés à la généralisation de ces solutions.

D'autre part, l'échelle du territoire me semble adaptée à la recherche de solutions agronomiques visant à mieux boucler le cycle des éléments minéraux localement. Sans revenir sur les raisons qui me poussent à penser que les voies de bouclage des cycles sont plus nombreuses à cette échelle territoriale qu'à l'échelle de l'exploitation agricole, je considère que les pistes d'économie circulaire à l'échelle du territoire peuvent être nombreuses et efficaces pour mieux boucler les cycles. Même si la mise au point de scénarios d'économie circulaire requière l'apport des sciences économiques et de gestion, il me semble que l'agronomie peut y réaliser un apport spécifique en termes de compréhension des modalités d'interactions entre acteurs dans les chaînes de valeur agricoles et en termes de compréhension des interactions entre pratiques agricoles et environnement physique. Il me semble par ailleurs que l'effort d'acquisition de connaissances à cette échelle territoriale mérite d'être poursuivi afin d'être en mesure d'apporter des connaissances solides sur le fonctionnement des systèmes agricoles dans les scénarios à évaluer à l'échelle mondiale : par exemple, la compréhension du fonctionnement des systèmes en AB à l'échelle du territoire me semble indispensable pour simuler de façon

réaliste les interactions entre AB et agriculture conventionnelle au sujet des transferts d'éléments minéraux dans les scénarios de développement de l'AB à l'échelle mondiale.

### **3.5 Perspectives pour l'enseignement**

Au-delà de la production de connaissances, les deux échelles de travail évoquées me semblent également pertinentes dans une perspective d'enseignement.

Tout d'abord, l'élaboration de travaux à l'échelle du territoire permet d'enrichir les approches et outils d'évaluation des systèmes agricoles, qui constituent le cœur de mon enseignement à Bordeaux Sciences Agro (voir Section 7). Ces travaux montrent par exemple que l'évaluation des systèmes agricoles à l'échelle du système de culture ou du système de production ne capture qu'une partie des effets des pratiques agricoles sur le cycle des éléments minéraux. D'autre part, cette échelle de travail ouvre la voie à la mise au point de scénarios opérationnels d'organisation de l'agriculture qui dépassent le seul cadre des exploitations agricoles. En intégrant une diversité d'acteurs économiques dans ces scénarios, ces travaux soulignent le besoin d'approches multidisciplinaires pour mieux boucler le cycle des éléments minéraux. Enfin, les travaux que je mène s'inscrivent régulièrement dans les mêmes territoires, ils m'offrent la possibilité de mobiliser les acteurs de ces territoires et de faire de ceux-ci des plateformes d'intérêt pédagogique. La mise au point d'une telle plate-forme, dans une perspective agroécologique et de partenariat local, est d'ailleurs discutée avec les acteurs agricoles locaux de Dordogne.

A l'opposé, le travail à l'échelle mondiale permet de mettre à disposition des étudiants des connaissances sur les changements environnementaux globaux, sur la façon dont ils impactent l'agriculture et sur la façon dont celle-ci y contribue. Ces connaissances me semblent très utiles en tant qu'éléments de compréhension du contexte d'action des futurs agronomes. A ce sujet, j'envisage dès le printemps 2016 l'ouverture d'un module d'enseignement sur la thématique "agriculture et changements environnementaux globaux" qui s'adresserait aux étudiants agronomes de Bordeaux Sciences Agro.

## 4 Conclusion

L'ensemble des travaux présentés dans ce document porte sur les cycles des éléments minéraux N et P et sur la façon dont ceux-ci sont modifiés par les pratiques et la distribution des activités agricoles. Tout en s'inscrivant dans mes travaux initiaux –notamment de doctorat– portant sur l'analyse des pratiques des agriculteurs, les éléments exposés dans ce document soulignent une double évolution.

D'une part les objets d'étude que je considère sont abordés à des échelles spatiales –et parfois temporelles– larges et assez variées, allant du territoire agricole jusqu'à la planète. Sans revenir sur la justification de ces échelles, la mobilisation d'une gamme variée d'échelles spatiales me semble de nature à répondre aux questions qui se posent au sujet de l'organisation des flux d'éléments minéraux en agriculture : ces flux sont la résultante de processus variés, de nature technique, économique ou politique, qui s'exercent de l'échelle du territoire à l'échelle de la planète, de façon emboîtée.

D'autre part, mes travaux soulignent une inflexion disciplinaire depuis l'agronomie des systèmes de culture vers l'écologie. Plus précisément, il me semble que les concepts de l'écologie industrielle, de l'analyse des réseaux trophiques et, dans une moindre mesure, de l'écologie fonctionnelle, présentent l'occasion de renouveler ceux élaborés en agronomie pour appréhender le fonctionnement des territoires agricoles. De façon symétrique, je reste convaincu que ces concepts écologiques gagneraient à être enrichis lorsqu'ils sont appliqués aux objets agricoles, ce à quoi l'agronomie peut contribuer.

Enfin, plusieurs perspectives se dégagent de cette présentation. Celles-ci sont situées clairement à l'échelle du territoire et de la planète. Elles portent sur le besoin d'approfondir la réflexion quant aux indicateurs pertinents pour analyser les cycles des éléments minéraux, leur degré de bouclage et l'impact des pratiques humaines sur ces cycles, à l'échelle locale comme mondiale. Elles portent également sur les démarches de modélisation mécanistes à mettre en œuvre pour simuler les stocks et flux d'éléments minéraux sous l'effet des pratiques agricoles et d'échanges de matières, et pour rechercher des modes d'organisation de l'agriculture susceptibles de mieux boucler les cycles de la matière. Enfin, des modèles d'étude originaux et stimulants en agronomie tels que l'agriculture biologique se confirment et devraient orienter l'exploration de scénarios à l'échelle mondiale. Ce sont ces perspectives que j'ai esquissées dans ce document et que je souhaite mener à l'avenir.

## 5 Références

- Aldaya, M.M. and Hoekstra, A.Y., 2010. The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems*, 103: 351-360.
- Allaire, G. et al., 2015. Territorial analysis of the diffusion of organic farming in France: between heterogeneity and spatial dependence. *Ecological Indicators*, In press.
- Allesch, A. and Brunner, P.H., 2015. Material flow analysis as a decision support tool for waste Management. A literature Review. *Journal of Industrial Ecology*, In press.
- Alvarez, S. et al., 2014. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: An application of network analysis. *Agricultural Systems*, 126: 25-37.
- Bateman, A., van der Horst, D., Boardman, D., Kansal, A. and Carliell-Marquet, C., 2011. Closing the phosphorus loop in England: The spatio-temporal balance of phosphorus capture from manure versus crop demand for fertiliser. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 1146–1153.
- Beaujouan, V., Durand, P. and Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137 (1): 93-105.
- Bennett, E.M., Carpenter, S.R. and Caraco, N.F., 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective. *BioScience*, 51 (3): 227-234.
- Benoit, M., Deffontaines, J.-P., Gras, F., Bienaimé, E. and Riela-Cosserat, R., 1997. Agriculture et qualité de l'eau. Une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation. *Cahiers Agricultures*, 6: 97-105.
- Bicknell, K.B., Ball, R.J., Cullen, R. and Bigsby, H.R., 1998. New methodology for the ecological footprint with an application to the New Zealand economy. *Ecological Economics*, 27: 149-160.
- Billen, G., Lassaletta, L. and Garnier, J., 2015. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3: 209-219.
- Boiffin, J., 2005. Territoire : agronomie, géographie, écologie, où en est on ? In: P. Prevost (Editor), *Agronomes et Territoires*. L'Harmattan, Le Pradel, pp. 73-78.
- Boiffin, J., Benoit, M., le Bail, M., Papy, F. and Stengel, P., 2014. Agronomie, espace, territoire : travailler « pour et sur » le développement territorial, un enjeu pour l'agronomie. *Cahier Agricultures*, 23 (2): 72-83.
- Boiffin, J., Caneill, J., Meynard, J.-M. and Sebillotte, M., 1981. Elaboration du rendement et fertilisation azotée du blé d'hiver en Champagne Crayeuse. I Protocole et méthode d'étude d'un problème technique régional. *Agronomie*, 1 (7): 549-558.
- Bonaudo, T. et al., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51.
- Bonhommeau, S. et al., 2013. Eating up the world's food web and the human trophic level. *Proceedings of the National Academy of Science*, 110 (51): 20617-20620.
- Bonneuil, C. and Fressoz, J.-B., 2013. *L'évènement Anthropocène*, 317 pp.
- Bouwman, A.F. and Booi, H., 1998. Global use and trade of feedstuffs and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 261-267.
- Bouwman, A.F. et al., 2013. 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 Science*, 110 (52): 20882-20887.
- Brisson, N. et al., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1: theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18: 311-346.

- Brunner, P.H., 2010. Substance flow analysis as a decision support tool for Phosphorus management. *Journal of Industrial Ecology*, 14 (6): 870-873.
- Canfield, D.E., Glazer, A.N. and Falkowski, P.G., 2010. The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle. *Science*, 330: 192-196.
- Caron, P., 2015. Territory: with government and market, a major institutional component to achieve resilience. *Natures Sciences Sociétés*, 23: 175-182.
- Carpenter, S.R. and Bennett, E.M., 2011. Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. *Environmental Research Letters*, 6: 014009.
- Carpenter, S.R. et al., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568.
- Chancel, L. and Piketty, T., 2015. Carbon and inequality: from Kyoto to Paris. Trends in the global inequality of carbon emissions (1998-2013) & prospects for an equitable adaptation fund, Paris School of Economics, Paris.
- Chen, W.-Q. and Graedel, T.E., 2012. Anthropogenic cycles of the elements: a critical review. *Environmental Science and Technology*, 46: 8574-8586.
- Colomb, B., Debaeke, P., Jouany, C. and Nolot, J.-M., 2007. Phosphorus management in low input stockless cropping systems: Crop and soil responses to contrasting P regimes in a 36-year experiment in southern France. *European Journal of Agronomy*, 26: 154-165.
- Colomb, B., Jouany, C. and Prieur, L., 2013. Des bilans de phosphore majoritairement négatifs pour les systèmes de grandes cultures biologiques sans élevage en Midi-Pyrénées. Quels impacts sur le phosphore biodisponible des sols et l'état de nutrition des cultures ? *Innovations Agronomiques*, 32: 73-82.
- Cooper, J. and Carliell-Marquet, C., 2013. A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system. *Resources, Conservation and Recycling*, 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 (2): 292-305.
- Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Crutzen, P., 2002. Geology of mankind. *Nature*, 415: 23.
- Cui, S., Shi, Y., Groffman, P.M., Schlesinger, W.H. and Zhu, Y.-G., 2013. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910-2010). *Proceedings of the National Academy of Science*, 110 (6): 2052-2057.
- Cumming, G.S. et al., 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, 515: 50-57.
- Dalin, C., Hanasaki, N., Qiu, H., Mauzerall, D.L. and Rodriguez-Iturbe, I., 2014. Water resources transfers through Chinese interprovincial and foreign food trade. *Proceedings of the National Academy of Science*, 111 (27): 9774-9779.
- De Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I. and Milbau, A., 2006. Effect of margin strips on soil mineral nitrogen and plant biodiversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 26: 117-126.
- de Moraes, A. et al., 2013. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, In press.
- Diaz, R.J. and Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926-929.
- Doré, T. et al., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34: 197-210.
- Eisler, M.C. et al., 2014. Steps to sustainable livestock. *Nature*, 507: 32-34.
- Elser, J. and Bennett, E.M., 2011. A broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478: 29-31.
- 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: 636-639.

- Fader, M., Gerten, D., Krause, M., Lucht, W. and Cramer, W., 2013. Spatial decoupling of agricultural production and consumption: quantifying dependences of countries on food imports due to domestic land and water constraints. *Environmental Research Letters*, 8: 014046.
- Foley, J.A. et al., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Foley, J.A. et al., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478: 337-342.
- Gabriel, D. et al., 2009. The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology*, 46: 323-333.
- Gaigné, C., Le Gallo, J., Larue, S. and Schmitt, B., 2011. Does regulation of manure land application work against agglomeration economies? Theory and evidence from the French hog sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 94 (1): 116-132.
- Galloway, J. et al., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience*, 53 (4): 341-356.
- Galloway, J. et al., 2008. Transformations of the Nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science*, 320: 889-892.
- Galloway, J.N. et al., 2007. International trade in meat: The tip of the pork chop. *Ambio*, 36 (8): 622-629.
- Gerber, P., Chilonda, P., Franceschini, G. and Menzi, H., 2005. Geographical determinants and environmental implications of livestock production intensification in Asia. *Bioresource Technology*, 96: 263-276.
- Gerber, P.J., Uwizeye, A., Schulte, R.P.O., Opio, C.I. and de Boer, I.J.M., 2014. Nutrient use efficiency: a valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9-10: 122-130.
- Gerland, P. et al., 2014. World population stabilization unlikely this century. *Science*, 346 (6206): 234-237.
- Gilbert, N., 2009. The disappearing nutrient. *Nature*, 461: 716-718.
- Godfray, H.C.J. et al., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, 327: 812-818.
- Godinot, O., Carof, M., Vertès, F. and Ieterme, P., 2014. SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems. *Agricultural Systems*, In press.
- Golev, A., Corder, G.D. and Giurco, D.P., 2014. Barriers to Industrial Symbiosis. Insights from the Use of a Maturity Grid. *Journal of Industrial Ecology*, In press.
- Grill, G. et al., 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10: 015001.
- Grote, U., Craswell, E. and Vlek, P., 2005. Nutrient flows in international trade: Ecology and policy issues. *Environmental Science and Policy*, 8: 439-451.
- Gruber, N. and Galloway, J., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451: 293-296.
- Haberl, H. et al., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *proceedings of the National Academy of Science*, 104 (31): 12942-12947.
- Hellweg, S. and Milà i Canals, L., 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344 (6188): 1109-1113.
- Herrero, M. and Thornton, P.K., 2013. Livestock and global change: Emerging issues for sustainable food systems. *Proceedings of the National Academy of Science*, 110 (52): 20878-20881.
- Hertwich, E.G. and Peters, G.P., 2009. Carbon footprint of nations: A global, trade-linked analysis. *Environmental Science and Technology*, 43 (16): 6414-6420.
- Hill, S.B., 2005. Redesign as deep industrial ecology: lessons from ecological agriculture and social ecology. In: R. Cote, J. Tansey and A. Dale (Editors), *Industrial ecology: a question of design?* University of British Columbia, Vancouver, pp. 29-49.

- Hossard, L. et al., 2014. Effects of halving pesticide use on wheat production. *Scientific Reports*, 4: 4405.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Geneva, Switzerland.
- Jasinski, S.M., 2013. *Phosphate rock*, US Geological Survey.
- Jordan-Meille, L. and Dorioz, J.-M., 2004. Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, 24: 237-248.
- Kastner, T., Erb, K.-H. and Haberl, H., 2014. Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letters*, 9: 034015 (10p).
- Khoury, C.K. et al., 2014. Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Science*, 111 (11): 4001-4006.
- Koppelaar, R.H.E.M. and Weikard, H.P., 2013. Assessing phosphate rock depletion and phosphorus recycling options. *Global Environmental Change*, 23 (6): 1454-1466.
- Krausmann, F., Erb, K.-H., Gingrich, S., Lauk, C. and Haberl, H., 2008. Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics*, 65: 471-487.
- Landais, E. and Deffontaines, J.P., 1988. Les pratiques des agriculteurs : point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique. *Etudes Rurales*, 109: 125-138.
- Lassaletta, L. et al., 2014a. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118 (1-3): 225-241.
- Lassaletta, L., Billen, G., Romero, E., Garnier, J. and Aguilera, E., 2014b. How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961–2009). *Regional Environmental Change*, 14 (2): 785-797.
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P.C.d.F. and Dedieu, B., 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190: 4-8.
- Lemaire, G. and Nicolardot, B., 1997. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA, Paris, 324 pp.
- Li, G.-L., Bai, X., Yu, S., Zhang, H. and Zhu, Y.-G., 2012. Urban Phosphorus metabolism through food consumption. *Journal of Industrial Ecology*, In press.
- Liu, J. et al., 2010. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland. *Proceedings of the National Academy of Science*, 107 (17): 8035-8040.
- Liu, X. et al., 2013. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 494: 459-462.
- MacDonald, G.K., 2013. Eating on an interconnected planet. *Environmental Research Letters*, 8: 021002.
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M. and Carpenter, S.R., 2012a. Embodied phosphorus and the global connections of United States agriculture. *Environmental Research Letters*, 7: 044024.
- 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 Science*, 108 (7): 3086-3091.
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M. and Taranu, Z.E., 2012b. The influence of time, soil characteristics, and land-use history on soil phosphorus legacies: a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 18: 1904-1917.
- Macdonald, G.K. et al., 2015. Rethinking agricultural trade relationships in an era of globalization. *BioScience*, 65 (3): 275-289.
- Makowski, D., Nesme, T., Papy, F. and Doré, T., 2014. Global agronomy, a new field of research. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34: 293-307.

- Marston, L., Konar, M., Cai, X. and Troy, T.J., 2015. Virtual groundwater transfers from overexploited aquifers in the United States. *Proceedings of the National Academy of Science*, 112 (28): 8561-8566.
- Matsubae, K., Kajiyama, J., Hiraki, T. and Nagasaka, T., 2011. Virtual Phosphorus ore requirement of Japanese economy. *Chemosphere*, 84: 767-772.
- Matsumoto, N., Paisancharoen, K. and Ando, S., 2010. Effects of changes in agricultural activities on the nitrogen cycle in Khon Kaen Province, Thailand between 1990-1992 and 2000-2002. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86: 79-103.
- Mazoyer, M. and Roudart, L., 1997. *Histoire des agricultures du monde : du néolithique à la crise contemporaine*.
- Messiga, A.J., Ziadi, N., Bélanger, G. and Morel, C., 2012. Process-based mass-balance modelling of soil phosphorus availability in a grassland fertilized with N and P. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92: 273-287.
- Metson, G.S., Bennett, E.M. and Elser, J., 2012. The role of diet in phosphorus demand. *Environmental Research Letters*, 7 (4): 044043 (10pp).
- Meynard, J.-M., Aubry, C., Justes, E. and Le Bail, M., 1997. Nitrogen diagnosis and decision support. In: G. Lemaire (Editor), *Diagnosis of the nitrogen status in crops*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 147-161.
- Meynard, J.-M., Boiffin, J., Caneill, J. and Sebillotte, M., 1981. Elaboration du rendement et fertilisation azotée du blé d'hiver en Champagne Crayeuse. 2 : Types de réponse à la fumure azotée et application de la méthode du bilan prévisionnel. *Agronomie*, 1 (9): 795-806.
- Meynard, J.-M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffroy, M.-H. and Makowski, D., 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22 (7-8): 817-829.
- Mishima, S., Endo, A. and Kohyama, K., 2010. Recent trends in phosphate balance nationally and by region in Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86: 69-77.
- Modin-Edman, A.-K., Öborn, 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: 431-444.
- Mollier, A. et al., 2008. A two dimensional simulation model of phosphorus uptake including crop growth and P-response. *Ecological Modelling*, 210: 453-464.
- Monastersky, R., 2015. The human age. *Nature*, 519: 144-147.
- Moraine, M., Duru, M., Nicholas, P., Ieterme, P. and Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*: 1204-1217.
- Mueller, N.D. et al., 2012. Closing yield-gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490: 254-257.
- Nesme, T., Bellon, S., Lescourret, F., Senoussi, R. and Habib, R., 2005. Are agronomic models useful for studying farmers' fertilisation practices? *Agricultural Systems*, 83 (3): 297-314.
- Nowak, B., Nesme, T., David, C. and Pellerin, S., 2015. Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 204: 17-26.
- Ostrom, E., 2010. *Gouvernance des biens communs. Pour une nouvelle approche des ressources naturelles*. De Boeck, Bruxelles.
- Papy, F., 1998. Savoir pratique sur les systèmes techniques et aide à la décision. In: A. Biarnès (Editor), *La conduite du champ cultivé. Points de vue d'agronomes*. Orstom éditions, Paris, pp. 245-259.
- Pellerin, S., Le Clech, B., Morel, C. and Linères, M., 2003. Gestion de la fertilité phosphopotassique en agriculture biologique : questions posées et premiers résultats. *Compte Rendu de l'Académie d'Agriculture de France*, 89 (1): 30-34.

- Peñuelas, J. et al., 2013. Human-induced nitrogen–phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, 4: 2934.
- Peyraud, J.-L., Taboada, M. and Delaby, L., 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, In press.
- Philibert, A., Loyce, C. and Makowski, D., 2012a. Assessment of the quality of meta-analysis in agronomy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148: 72-82.
- Philibert, A., Loyce, C. and Makowski, D., 2012b. Quantifying uncertainties in N<sub>2</sub>O emission due to N fertilizer application in cultivated areas. *PLoS ONE*, 7 (11): e50950.
- Ponisio, L.C. et al., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B.*, 282: 20141396.
- Potter, P.A., Ramankutty, N., Bennett, E.M. and Donner, S.D., 2010. Characterizing the spatial patterns of global fertilizer application and manure production. *Earth Interactions*, 14: 1-22.
- Pradhan, P., Lüdeke, M.K.B., Reusser, D.E. and Kropp, J.P., 2013. Embodied crop calories in animal products. *Environmental Research Letters*, 8: 044044.
- Puma, M.J., Bose, S., Chon, S.Y. and Cook, B.I., 2015. Assessing the evolving fragility of the global food system. *Environmental Research Letters*, 10: 024007.
- Purves, D. et al., 2013. Time to model all life on Earth. *Nature*, 493: 295-297.
- Ramankutty, N., Evan, A.T., Monfreda, C. and Foley, J.A., 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: GB1003.
- Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M. and Pellerin, S., 2014. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28.
- Rockström, J. et al., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14 (2): 32.
- Rufino, M.C., Hengsdijk, H. and Verhagen, A., 2009. Analysing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84: 229-247.
- Ryschawy, J., Choisis, N., Choisis, J.P., Joannon, A. and Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730.
- Saavedra, S., Stouffer, D.B., Uzzi, B. and Bascompte, J., 2011. Strong contributors to network persistence are the most vulnerable to extinction. *Nature*, 478: 233-235.
- Salton, J.C. et al., 2013. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, In press.
- 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. *Proceedings of the National Academy of Science*, 109 (16): 6348-6353.
- Schindler, D.W. et al., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Science*, 105 (32): 11254-11258.
- Schmitz, C. et al., 2012. Trading more food: Implications for land use, greenhouse gas emissions, and the food system. *Global Environmental Change*, 22: 189-209.
- Schneider, U.A. et al., 2011. Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems*, 104: 204-215.
- Sebillotte, M., 1987. Du champ cultivé aux pratiques des agriculteurs. *Reflexions sur l'agronomie actuelle. Compte rendu de l'Académie d'Agriculture de France*, 73 (8): 69-81.

- Sébilho, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G. and Mariotti, A., 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *proceedings of the National Academy of Science*, 110 (45): 18185-18189.
- Service, R.F., 2014. New recipe produces ammonia from air, water, and sunlight. *Science*, 345 (6197): 610.
- Seufert, V., Ramankutty, N. and Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485: 229-232.
- Soulard, C.T., 1999. Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques. PhD thesis Thesis, University of Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris, 359 pp.
- Steffen, W. et al., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347 (6223): 1259855.
- Stehle, S. and Schulz, R., 2015. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Science*, 112 (18): 5750-5755.
- Sutton, M.A. and Bleeker, A., 2013. The shape of nitrogen to come. *Nature*, 494: 435-437.
- Sutton, M.A. et al., 2012. Our nutrient world: the challenge to produce more food & energy with less pollution. Key messages for Rio+20. Centre for Ecology & Hydrology.
- Sutton, M.A. et al., 2011. Too much of a good thing. *Nature*, 161: 159-161.
- Suweis, S., Carr, J.A., Maritan, A., Rinaldo, A. and D'Odorico, P., 2015. Resilience and reactivity of global food security. *Proceedings of the National Academy of Science*, 112 (22): 6902-6907.
- 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. *Regional Environmental Change*, 11 (2): 359-370.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. and Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Science*, 108 (50): 20260-20264.
- Tilman, D. and Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515: 518-522.
- Tilman, D., Gassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. and Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
- Tscharntke, T. et al., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151: 53-59.
- 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.
- Van der Velde, M. et al., 2014. African crop yield reductions due to increasingly unbalanced Nitrogen and Phosphorus consumption. *Global Change Biology*, 20: 1278-1288.
- 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: 428-439.
- Villalba, G., Liu, Y., Schroder, H. and Ayres, R.U., 2008. Global phosphorus flows in the industrial economy from a production perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12 (4): 557-569.
- Vitousek, P.M. et al., 2009. Nutrient imbalance in agricultural development. *Science*, 324: 1519-1520.
- Vörösmarty, C.J., Hoekstra, A.Y., Bunn, E., Conway, D. and Gupta, J., 2015. Fresh water goes global. *Science*, 349 (6247): 478-479.
- Watson, C.A. et al., 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *soil Use and Management*, 18: 264-273.
- West, P.C. et al., 2014. Leverage points for improving global food security and the environment. *Science*, 345 (6194): 325-328.

## 6 Complément au Curriculum Vitae

### Articles in peer-reviewed journals

[22] **Fernandez-Mena, H., Nesme, T., Pellerin, S.** Towards an Agro-Industrial Ecology: a review of nutrient flow modelling and assessment tools in agro-food chains at the local scale. *Science of the Total Environment*, 543, 467-479.

[21] **Pellerin, S., Nesme, T.**, 2015. Flux de phosphore associés à l'élevage et conséquences sur la fertilité phosphatée des sols: analyse à plusieurs échelles. *Fourrages*, 223, 205-210.

[20] **Metson, G.S., MacDonald, G.K., Haberman, D., Nesme, T., Bennett, E.M.** 2015. Feeding the Corn-Belt: Opportunities for phosphorus recycling in U.S. agriculture. *Science of the Total Environment*, 542, 1117-1126, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.047>.

[19] **Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S.** 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *European Journal of Agronomy*, 71, 88-95, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.08.001>.

[18] **Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S.** 2015. Nutrient cycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 204, 17-26, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.010>.

[17] **Withers, P.J.A., van Dijk, K., Neset, T-S., Nesme, T., Oenema, O., Rubaek, G., Schoumans, O., Smit, B., Pellerin, S.** 2015. Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe. *Ambio*, 44 (supp 2), S193-S206, DOI: 10.1007/s13280-014-0614-8.

[16] **Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M., Pellerin, S.** 2014. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28, DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004842>.

[15] **Senthilkumar, K., Mollier, A., Delmas M., Pellerin, S., Nesme, T.** 2014. Phosphorus recovery and recycling from waste: an appraisal based on a French case-study. *Resource, Conservation and Recycling*, 87, 97-108, [dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.005](http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.005).

[14] **Makowski, D., Nesme, T., Papy, F. Doré, T.** 2014. Global agronomy, a new field of research. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 293-307, DOI: 10.1007/s13593-013-0179-0.

[13] **Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S.** 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environmental Research Letter*, 8, 044045, <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044045>.

[12] **Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S.** 2013. Disentangling the drivers of fertilising materials inflows in organic farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 96, 79-91, DOI: 10.1007/s10705-013-9578-5.

- [11] **Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S.** 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at a country scale for France. *Global Biogeochemical Cycles*, 26, GB2008, doi:10.1029/2011GB004102
- [10] **Nesme, T., Toublant, M., Mollier, A., Morel, C., 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, 225-236. DOI: [10.1007/s10705-012-9486-0](https://doi.org/10.1007/s10705-012-9486-0)
- [9] **Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S.** 2012. Regional-scale phosphorus flows and balances within France: The importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92, 145-159. DOI: [10.1007/s10705-011-9478-5](https://doi.org/10.1007/s10705-011-9478-5)
- [8] **Nesme, T., Brunault, S., Mollier, A., Pellerin, S.** 2011. An analysis of farmers' use of phosphorus fertiliser in industrial agriculture: a case study in the Bordeaux region (south-western France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91, 99-108. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-011-9449-x>
- [7] **Nesme, T., Lescourret, F., Bellon, S., Habib, R.** 2010. Is the plot concept an obstacle in agricultural science? A review focussing on fruit production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 133-138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.014>
- [6] **Nesme, T., Lescourret, F., Bellon, S., Habib, R.** 2009. A modelling approach to explore nitrogen fertilisation practices of growers and their consequences in apple orchards. *Agricultural Systems*, 99, 76-85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2008.09.004>
- [5] **Nesme, T., Bellon, S., Lescourret, F., Habib, R.** 2006. Survey based analysis of irrigation and N fertilisation practices in apple orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, 26, 215-225. DOI: [10.1051/agro:2006018](https://doi.org/10.1051/agro:2006018)
- [4] **Nesme, T., Brisson, N., Lescourret, F., Bellon, S., Crété, X., Plénet, D., Habib, R.** 2006. Episticks: a dynamic model to generate nitrogen fertilisation and irrigation schedules in apple orchards, with special attention to qualitative evaluation of the model. *Agricultural Systems*, 90, 202-225. doi:10.1016/j.agsy.2005.12.006
- [3] **Nesme, T., Plénet, D., Huchbourg, B., Fandos, G., Lauri, P.-E.** 2005. A set of vegetative morphological variables to objectively estimate apple (*Malus x domestica*) tree orchard vigour. *Scientia Horticulturae*, 106, 76-90. doi:10.1016/j.scienta.2005.02.017
- [2] **Nesme, T., Bellon, S., Lescourret, F., Senoussi, R., Habib, R.** 2005. Are agronomic models useful for studying farmers' fertilisation practices? *Agricultural Systems*, 83, 297-314. doi:10.1016/j.agsy.2004.05.001
- [1] **Nesme, T., Lescourret, F., Bellon, S., Plénet, D., Habib, R.** 2003. Relevance of orchard design issuing from growers' planting choices to study fruit tree cropping systems. *Agronomie* 23, 651-660. DOI: [10.1051/agro:2003043](https://doi.org/10.1051/agro:2003043)

## Articles in revision

**Lun, F., Liu, J., Ciais, P., Nesme, T., Wang, R., Chang, J., Goll, D., Penuelas, J., Sardans, J., Obersteiner, M.** Global and regional phosphorus budgets in agricultural systems and their implications for phosphorus use efficiency. Accepted with major revisions in *Global Change Biology* (Nov 2015).

**Regan, J., Marton, S., Barrantes, O., Ruane, E., Hanegraaf, M., Berland, J., Reine, R., Korevaar, H., Pellerin, S., Nesme, T.** Does the recoupling of dairy and crop production at the district level lead to environmental benefits? A case-study approach in Europe. Accepted with major revisions in *European Journal of Agronomy* (Dec 2015).

**Nesme, T., Roques, S., Metson, G.S., Bennett, E.M.** Did trade help the European Union to outsource its phosphorus footprint? Accepted with major revisions in *Environmental Research Letters* (Nov 2015).

## Articles in preparation

**Nesme, T., Metson, G., Bennett, E.M.** Global phosphorus flows through agricultural trade. Under review in *PNAS* (August 2015).

**Ringeval, B., Augusto, L., Monod, H., van Apeldoorn, D., Bouwman, L., Yang, X., Achat, D.L., Parsons Chini, L., Van Oost, K., Guenet, B., Wang, R., Decharme, B., Nesme, T., Pellerin, S.** Phosphorus in agricultural soils: drivers of its distribution at global scale. To be submitted to *Nature Geoscience* (Dec 2015).

## Articles in non-peer reviewed journals

**Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin S.** 2013. Quelle est l'importance des transferts d'éléments minéraux de l'agriculture conventionnelle vers l'agriculture biologique? *Innovations Agronomiques*, 32, 175-183.

**Pellerin, S., Nesme, T.** 2012. La maîtrise de la fertilité phosphatée: du raisonnement de la fertilisation à la gestion durable d'une ressource qui se raréfie. *Innovations Agronomiques*, 21, 71-83.

**Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S.** 2012. Modélisation et quantification des flux et stocks de phosphore à l'échelle de la France. *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France*

**Bellon, S., de Sainte Marie, Ch., Lauri, P.-E., Navarrete, M., Nesme, T., Plénet, D., Pluinage, J., Habib, R.** 2006. La production fruitière intégrée en France : le vert est il dans le fruit ? *Le courrier de l'environnement de l'Inra*, 53, 5-18.

## Book chapters

**Nesme, T., Colomb, B., Hinsinger, P., Watson, C.A.** 2014. Soil Phosphorus Management in Organic Cropping Systems: From Current Practices to Avenues for a More Efficient Use of P Resources. In: Bellon S, Penvern S (eds) *Organic Farming, Prototype for Sustainable Agricultures*. Springer Netherlands, pp 23-45.

**Nesme, T., Aubry, C.** 2014. La prise de décision relative à la fertilisation dans l'exploitation agricole : quels sont les facteurs pris en compte par les agriculteurs dans leurs prises de décision en matière de fertilisation? In: Pellerin S, Butler F, Van Lathem C, Recous S (eds) *Fertilisation et Environnement: Quelles pistes pour l'aide à la décision ?* Quae, Paris, pp 127-143

## Invited oral communications in international congress

**Nesme, T., Bennett, E.M.** 2014. Sustainable phosphorus use in agroecosystems: A story of global imbalance and resource recycling. Keynote for the *5<sup>th</sup> Conference on Phosphorus in Soils and Plants*, Aug 2014, Montpellier (France).

**Pellerin, S., Morel, C., Nesme, T., Ringeval, B.** 2014. Phosphorus in manures and other organic products: what limits proper recycling of this resource in agriculture? Keynote for the *4<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit*, Sept 2014, Montpellier (France).

**Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S.** 2012. Phosphorus budgeting at national and regional scale. A case-study from France. *20<sup>th</sup> International Fertiliser Society*, Cambridge (UK).

## Other oral communications in international congress

**Nowak, N., Nesme, T., Ringeval, B., David C., Pellerin, S.** 2014. What is the origin of the phosphorus in organic products? *4<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit*, Sept 2014, Montpellier (France).

**Ringeval, B., van Apeldoorn, D., Bouwman, L., Xiaojuan, Y., Augusto, L., van Oost, K., Achat, D., Guenet, B., Decharme, N., Nesme, T., Pellerin, S.** 2014. Phosphorus in agricultural soils: drivers of the current distribution at global scale. *4<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit*, Sept 2014, Montpellier (France).

**Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M., Pellerin, S.** 2014. Contribution of anthropogenic Phosphorus to agricultural soil fertility. *5<sup>th</sup> Conference on Phosphorus in Soils and Plants*, Aug 2014, Montpellier (France).

**Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S.** 2013. Phosphorus flows along the food chain in France: An indicator for food losses at the country scale. *First International Conference on Global Food Security*, Noordwijkerhout (The Netherlands)

**Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S. 2012.** Phosphorus flows, mineral fertiliser use and agricultural production systems: a regional perspective for France. *12<sup>th</sup> ESA Congress*, Helsinki (Finland), 148-149.

**Nowak, B., David, C., Nesme, T., Pellerin, S.** 2012. To what extent organic farming depends on artificial fertilisers? A case study in the South-western France. *12<sup>th</sup> ESA Congress*, Helsinki (Finland), 150-151.

**Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S., Nesme, T.** 2012. Accounting P flows and stocks at country scale: the case of France. *3<sup>rd</sup> Sustainable P summit*, Sydney (Australia).

**Pellerin, S., Nesme, T.** 2011. Studies on P cycle at the country scale: system approach, justification and importance. *Workshop on national P cycle*, Bordeaux (France).

**Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S.** 2011. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Workshop on national P cycle*, Bordeaux (France).

**Nesme, T., Kalimuthu, S., Mollier, A., Pellerin, S.** 2010. A modelling approach to estimate P flows and balance at country scale: a case study for France. *6<sup>th</sup> International Workshop on Phosphorus*, Seville (Spain), 21.

**Nesme, T., Brisson, N., Lescourret, F., Bellon, S., Habib, R.** 2004. Episticks: a model designed to study farmers' N fertilisation and irrigation practices in apple orchards. *8<sup>th</sup> ESA congress*, Copenhagen (Denmark), 641-642.

## **Poster communications in international congress**

**Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S.** 2010. Phosphorus flows and balance at country scale: a case study for France. *Agro2010 the Xith ESA congress*, Montpellier (France), 933-934.

**Brunault, S., Nesme, T.** 2008. Is soil analysis useful to farmers for managing P fertilisation? An interview-based analysis with annual crops growers in South-West of France. *10<sup>th</sup> ESA congress*, Bologna (Italia), 315-316.

**Jordan-Meille, L., Nesme, T.** 2006. Teaching 'landscape agronomy': an example of study of water quality built-up at a territory level. *9<sup>th</sup> ESA congress*, Warsaw (Poland), 663-664.

**Bellon, S., Fauriel, J., Plénet, D., Nesme, T., Paratte, R., de Sainte-Marie, Ch., Warlop, F.** 2006. How can IFP guidelines contribute to the design of new orchard patterns? *9<sup>th</sup> ESA congress*, Warsaw (Poland), 625-626.

**Bellon, S., Plénet, D., Nesme, T., de Sainte-Marie, C., Crestin, J.-M.** 2004. How farmers adapt to the principles of Integrated Fruit Production ? An approach based on peach orchard management in Southern France. *8<sup>th</sup> ESA congress*, Copenhagen (Denmark), 581-582

**Habib, R., Nesme, T., Plénet, D., Lescourret, F.** 2001. Data modelling for database design in apple production monitoring systems for a producer organization. *Acta Horticulturae* 566, 477-482.

### **Invited oral communications in national events**

**Ringeval, B., Nesme, T., Augusto, L., von Apeldoorn, D., Yang, X., Pellerin, S.** 2014. Distribution of phosphorus in agricultural soils at global scale. *Workshop on Phosphorus Imbalance in the Terrestrial Biosphere: Processes from Root to Globe*, Montpellier, France, Mar 6-7 2014.

**Mollier, A., Nesme, T., Senthilkumar, K., Pellerin, S.** 2014. Approche systémique des flux et bilans de phosphore (P) en France: les enjeux du recyclage. *Séminaire Phosph'Or*, Rennes, France, 23 janvier 2014.

**Nowak, B., Nesme, T., Pellerin, S., David, C.** 2012. Gestion des ressources en éléments minéraux à l'échelle d'une petite région agricole: un exemple en agriculture biologique. *RMT Fertilisation et Environnement: Gestion territoriale des éléments minéraux en agriculture*, Paris, France, 20-21 novembre 2012.

**Pellerin, S., Nesme, T.** 2012. La maîtrise de la fertilité phosphatée: du raisonnement de la fertilisation à la gestion durable d'une ressource qui se raréfie. *CIAG "Evaluer et gérer la fertilité des sols"*, INRA, Orléans, France, 6th April 2012.

**Nesme, T.** 2012. Modélisation et quantification des flux et des stocks de phosphore à l'échelle de la France. *Académie d'Agriculture de France*, 10 octobre 2012.

**Nesme, T., Roger-Estrade, J.** 2012. Quelle agronomie pour l'agriculture de demain ? 2012. *Séminaire du Salon régional de l'agriculture d'Aquitaine*, Bordeaux, 16 mai 2012.

**Hinsinger, P., Nesme, T.** 2011. Le cycle du Phosphore: recherches en cours au Département EA de l'INRA. 2011. *Séminaire de l'enjeu structurant 4 "bouclage des cycles biogéochimiques"*, Le Croisic, 30 mai-1<sup>er</sup> juin 2011.

**Nesme, T., Toublant, M., Morel, C., Pellerin, S.** 2011. Intrants et autonomie des exploitations biologiques. Une étude de cas sur la gestion du Phosphore dans des exploitations de Dordogne. *Journée d'échanges sur le programme de recherche ISARA "l'agriculture biologique, un prototype pour un développement durable"*, Lyon, 30 Juin 2011.

### **Other oral communications in national events**

**Barrantes, O., Blasco, I., Reiné, R., Lopez, C., Regan, J., Nesme, T., Olaizola, A.** 2015. Analisis comparativo de explotaciones de vacuno de leche especializadas y mixtas en Aragon. *XVI Jornadas sobre producción animal*, 1, 99-101, Zaragoza, May 2015.

**Schulte Moore, L.A., U. Anwar, E. Bennett, C. Chennault, R. Cooley, S. Enloe, L. Hilgemann, A. Jacob, D. Maguire, Josée Méthot, G. Metson, M. Mitchell, T. Nesme, D. Renard, M. Sheikh, I. Sutherland, E. Zimmerman, C. Ziter.** 2014. Switch: nine ways to meet Iowa's nutrient reduction goals. *Iowa Water Conference*, Ames, Iowa, March 3rd 2014.

**Nowak, B., Nesme, T., David, D., Pellerin, S.** 2013. Quelle est l'importance des transferts d'éléments minéraux de l'agriculture conventionnelle vers l'agriculture biologique? *Colloque DinABio 2013*, Tours, 13 novembre 2013.

**Nowak, B., Nesme, T., David, D., Pellerin, S.** 2013. Quelles sont les modalités d'échanges de matière entre exploitations agricoles à l'échelle de petites régions ? Application aux exploitations en agriculture biologique. *Séminaire ACTA-INRA, Les systèmes de polyculture-élevage dans les territoires*, Toulouse, 5 juin 2013.

**Nesme, T., Brisson, N., Lescourret, F., Bellon, S., Habib, R.** 2005. Epistemics : mise au point d'un modèle pour générer des calendriers d'irrigation et de fertilisation en vergers de pommiers. *Séminaire Stics*, Carry-le-Rouet, 17-18 mars 2005.

**Bellon, S., de Sainte Marie, C., Fauriel, J., Lauri, P.-E., Navarrete, M., Nesme, T., Plénet, D., Pluinage, J.** 2004. La Production Fruitière Intégrée en France : innovation ou rénovation ? *3èmes entretiens du Pradel : agronomes et innovations*, Mirabel, 8-10 septembre 2004.

**Nesme, T.** 2003. Utilisation de modèles biotechniques pour analyser les pratiques de fertilisation azotée et d'irrigation en verger de pommier. *Séminaire INRA du programme 'PFI'*, Avignon, Juin 2003

**Nesme, T., Brisson, N.** 2003. Epistemics, un modèle pour générer des calendriers d'irrigation et de fertilisation en arboriculture fruitière. *Séminaire Stics*, Arles, 23-24 janvier 2003.

**Nesme, T.** 2002. Pratiques d'arboriculteurs et modèles d'agronomes : application à la fertilisation et à l'irrigation. *Séminaire INRA du programme 'PFI'*, Montpellier, Mars 2002.

## Academic thesis

Utilisation de modèles agronomiques pour analyser les pratiques des agriculteurs. Application à l'irrigation et à la fertilisation azotée en vergers de pommiers au sein d'une petite région. 2004. *PhD thesis*, Montpellier SupAgro, 135p.

Pratiques de fertilisation et bilan azoté en arboriculture fruitière au sein d'une petite région agricole. Modélisation agronomique et analyse spatiale. 2001. *Master of Science in Soil Sciences*, Montpellier SupAgro, 21p

Adoption de cahier des charges et variabilité des récoltes en arboriculture fruitière. Analyse exploratoire des relations entre pratiques culturales et performances agronomiques de vergers de pommiers au sein d'une Organisation de Producteurs du Sud de la France. 2000. *Master in Agronomy and project management*, Montpellier SupAgro, 46p

## Reviewing activity

Journal referee for *Agriculture, Ecosystems and Environment*; *Agronomy for Sustainable Development*; *FEMS Microbiology Ecology*; *Fruits*; *Journal of Environmental Management*; *Journal of Environmental Planning and Management*; *Journal of Environmental Quality*; *Nutrient Cycling in Agroecosystems*; *Organic Agriculture*; *Resource, Conservation and Recycling*; *Science of the Total Environment*; *Scientia Agricola*; *Scientia Horticulturae*; *Soil Use and Management*.

*Agriculture, Ecosystems and Environment* (2010, 2015): 2 articles

*Agronomy for Sustainable Development* (2009, 2014): 3 articles

*FEMS Microbiology Ecology* (2005): 1 article

*Fruits* (2013): 1 article

*Journal of Environmental Management* (2008, 2010): 2 articles

*Journal of Environmental Planning and Management* (2009): 1 article

*Journal of Environmental Quality* (2013): 1 article

*Nutrient Cycling in Agroecosystems* (2014): 1 article

*Organic Agriculture* (2012): 1 article

*Resource, Conservation and Recycling* (2013, 2015): 2 articles

*Science of the Total Environment* (2014, 2015): 3 articles

*Scientia Agricola* (2007): 1 article

*Scientia Horticulturae* (2006, 2007, 2008, 2010): 4 articles

*Soil Use and Management* (2013): 1 article

## Scientific events organisation

### As member of the scientific board

- 2016: 5<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit (Kunming, China, 17-20 Aug)
- 2014: 4<sup>th</sup> Sustainable Phosphorus Summit (Montpellier, 1<sup>st</sup>-3<sup>rd</sup> Sept)
- 2013: 2<sup>nd</sup> Scientific European Phosphorus Workshop (Wageningen, 6-7<sup>th</sup> Feb)

### As co-organiser

- 2011: 1<sup>st</sup> European scientific workshop on designing phosphorus cycle at country scale (Bordeaux, 5-6<sup>th</sup> July)

## Postdoc supervision

**Regan, John.** 2013-2015. Analysis of mixed farming systems at the district scale in Europe

**Nowak, Benjamin.** 2014. Use of industrial ecology concept to assess methanisation projects

**Kalimuthu, Senthilkumar.** 2009-2011. Modelling P flows at country scale: the case of France.

## PhD student supervision

**Fernandez-Mena, H.**, 2014-. Multi-agent based modelling of nutrient flows at the district scale. Univ. Bordeaux (co-supervision with S. Pellerin)

**Nowak, B.**, 2010-2013. Nutrient management in organic farming systems: what scale for assessing nutrient cycle closure? Univ. Bordeaux 1 (co-supervision with S. Pellerin and C. David)

## Master of Science supervision

**Lung, L.** 2014. Nutrient flow analysis in 18<sup>th</sup> century agriculture in Landes de Gascogne, *Montpellier SupAgro* (co-supervision with L. Augusto and F. Raguénès)

**Roques, S.** 2014. Estimation of the P footprint of Europe, *ENSA Toulouse* (co-supervision with E. Bennett)

**Toublant, M.** 2009. Assessment of P management practices in organic farming systems, *Agrocampus Ouest*, Rennes. 78p.

**Brunault, S.** 2008. Assessment of P management practices in arable farming systems, *ESA*, Angers. 88p.

## Member of PhD committee

**Autret, B.** 2014-. Quantification et modélisation des flux de C et N de systèmes de culture alternatifs, en situation expérimentale de longue durée. INRA, UMR AgroImpact, Laon.

**Muneret, L.** 2014-. Diversification des systèmes de culture à l'échelle du paysage ; impacts sur les communautés d'auxiliaires, la structure des réseaux trophiques et les services de régulation naturelle dans l'agroécosystème viticole. INRA, UMR SAVE, Bordeaux.

**Darradi, Y.** 2007-2010. Assessment and optimization of cropping system environmental performance. Cemagref Bordeaux-Cestas.

## PhD defence committee

**Nowak, B.** 2013. Nutrient management in organic farming systems: what scale for assessing nutrient cycle closure? Univ Bordeaux 1 (France)

**Darradi, Y.** 2011. Optimization of cropping system environmental performance within watersheds. Univ. Bordeaux 1 (France)

## Expertise

Expert for the Mond'Alim prospective, French Minister of Agriculture (2014-2015)

Expert for the AgriMonde-Terra prospective, INRA-CIRAD (2013)

Expertise of PhD projects, Ile de France region (2012, 2014)  
 Expertise of ANR project "AgroBioSphère" (2012)  
 Member of assistant professor recruitment committee, AgroParisTech (2015), ENSA Toulouse (2013)  
 Member of junior scientist (CR2) recruitment committee, INRA (2012)  
 Expert for the prospective exercise "Massif des Landes de Gascogne 2050" (INRA / Aquitaine regional council) (2011)

## Guest lectures

### In France

- **AgroParisTech:** Nutrient cycles in agriculture at the global scale (2012-2015)
- **AgroCampus Ouest:** Introduction to P and K cycles in agriculture (2012-2015)
- **ESA Angers:** Farming system design (2006-2011)

### Abroad

- **China:** Farming system design (Postgrad, Chinese Agricultural University, Beijing, 2014)
- **Canada:** Introduction to phosphorus resource issues: a story of scarcity (Undergrad Chemistry students, McGill University, Montreal, 2014)
- **Canada:** How and why have we disturbed global N and P cycles? (Postgrad Environment students, McGill University, Montreal, 2013)

## Fund rising

Project	Funder	Year	Status	Amounts in k€ (between brackets: fund for my own activity)
ABASS PhD 3	MP GloFoods MP GloFoods and Bordeaux Sciences Agro	2015 2015	Co-PI PI	31 (10) 125
OTP-Serv AgriBio4	MP EcoServ INRA INRA	2015 2015	PI PI	24 (14) 62 (40)
Metha+.com PhD H. Fernandez-Mena	CASDAR INRA and Bordeaux Sciences Agro	2013 2013	Co-PI Co-PI	333 (14) 125
Cantogther	FP7 European project	2012	Task leader	2995 (90)
DynRurABio PhD B. Nowak	ANR INRA and Bordeaux Sciences Agro	2011 2010	 Co-PI	1130 (11) 124
AgriBio3 Postdoc K. Senthilkumar	INRA INRA and Bordeaux Sciences Agro	2010 2009	PI Co-PI	31 88

## 7 Activités pédagogiques

Mon activité pédagogique s'exerce principalement à Bordeaux Sciences Agro, dans le cadre de la formation initiale des ingénieurs agronomes (1<sup>ère</sup>, 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> année du cycle ingénieur). J'interviens plus ponctuellement et sur invitation dans d'autres écoles d'ingénieurs agronomes (AgroParisTech, AgroCampus Ouest, ESA d'Angers) ou universités (Univ. Bordeaux), au niveau Master 2. Plus ponctuellement, je donne quelques cours invités lors de mes déplacements à l'étranger.

Mes enseignements sont de deux types : il s'agit principalement d'enseignements d'agronomie mais aussi, dans une moindre mesure, d'enseignements plus transversaux de type modélisation, approche systémique, méthodologie de l'analyse bibliographique, etc. Ces enseignements peuvent se dérouler soit en face à face, soit sous forme de tutorat d'étudiants.

### 7.1 Enseignement à Bordeaux Sciences Agro

Mon activité d'enseignement s'exerce au sein de la Dominante « Agronomie, Ecologie, Pédologie » du département « Sciences et Gestion du Végétal ». Cette dominante regroupe des enseignants-chercheurs en agronomie, écophysiole, écologie, pathologie et sciences du sol. Elle s'adresse aux élèves ingénieurs en formation initiale ou continue.

Mes principaux enseignements d'agronomie se sont structurés en quatre grands groupes, répartis au fil du cursus ingénieur, dont les titres et contenus sont les suivants :

- **Fonctionnement et conduite des agroécosystèmes** (1<sup>ère</sup> année, semestre 6) : il s'agit d'un important module de 55h étudiants en tronc commun dont j'assure la coordination. Des enseignants en agronomie et pathologie y interviennent. J'y enseigne le fonctionnement intégré du champ cultivé ainsi que les méthodes du diagnostic agronomique, avec une ouverture vers l'agroécologie.
- **Analyse des systèmes de production** (1<sup>ère</sup> année, semestre 6) : il s'agit d'un module très pluridisciplinaire, dans lequel interviennent des enseignants en agronomie, zootechnie, économie et machinisme pour un total de 36h étudiants, en tronc commun, et dont j'assure la coordination. J'y enseigne l'analyse du fonctionnement des exploitations agricoles ainsi que les bases de l'approche systémique. Cet enseignement est préparatoire au stage en exploitation agricole que suivent tous les élèves-ingénieurs et dont j'assure la coordination pour Bordeaux Sciences Agro.
- **Analyse de l'Agriculture Biologique** (2<sup>ème</sup> année, semestre 8) : il s'agit d'un module optionnel de 3 semaines, associant agronomie et zootechnie, destiné à faire réfléchir les étudiants sur la durabilité de l'Agriculture Biologique, en associant cours, visites de terrain et travail bibliographique, dont j'assure la coordination. A l'issue du module, les étudiants animent un forum de discussion avec des partenaires et intervenants extérieurs. J'y enseigne l'agronomie appliquée à l'AB.
- **Conception et évaluation de systèmes de culture** (3<sup>ème</sup> année, semestre 9) : il s'agit d'un module de 3 semaines situé dans la spécialisation « Agroécologie et gestion des ressources ». Je coordonne ce module dans lequel j'enseigne les outils de l'évaluation et de la conception des systèmes de culture, en faisant également appel à l'expérience des intervenants extérieurs. J'y enseigne également les principes de la gestion agroécologique des cultures et l'approche intégrée de la gestion des cycles des éléments minéraux.

Mes enseignements sont typiques d'une approche d'ingénierie (orientation des connaissances vers l'action) et de l'enseignement à la française (articulation cours/TD). Ainsi, j'essaye globalement d'équilibrer mes enseignements entre apports théoriques (cours), mises en situation concrète (TD), approche inductive (visites de terrain) et j'accorde une large place aux intervenants extérieurs (coordination d'une vingtaine d'interventions données par des agents de développements, chercheurs, responsables publics, etc).

Mon état de service se situe en général entre 200 et 220 h eqTD/an. Un exemple de cet état de service peut être donné pour l'année 2012-2013<sup>42</sup>, assez représentative de mes activités, dans le tableau ci-dessous (en h eqTD, sans tenir compte des participations à jurys ni des décharges horaires accordées pour charges administratives, de l'ordre d'une quinzaine d'heures chacun).

	<b>CM</b>	<b>TD-TP</b>	<b>Sortie</b>	<b>Tutorat</b>	<b>Total</b>
Fonctionnement et conduite des agroécosystèmes	24	35			<b>59</b>
Analyse des systèmes de production	6	4		10	<b>20</b>
Analyse de l'AB	2	8	21		<b>31</b>
Conception et évaluation de systèmes de culture	14	9			<b>23</b>
Autre (analyse biblio, statistiques...)	9	16	6	24	<b>55</b>
<b>Total</b>	<b>55</b>	<b>72</b>	<b>27</b>	<b>34</b>	<b>188</b>

## 7.2 Enseignement hors de l'Établissement

Mes enseignements hors de Bordeaux Sciences Agro se concentrent essentiellement dans des écoles d'ingénieurs françaises. J'interviens régulièrement (depuis 2012) à AgroParisTech, AgroCampus Ouest ainsi qu'à l'ESA d'Angers (de 2006 à 2011). Ces enseignements portent spécifiquement sur mon domaine de recherche et sont destinés à des étudiants de niveau Master, notamment en parcours recherche. Dans chacun de ces établissements, j'enseigne à hauteur d'environ 5 h eqTD/an.

Je suis plus ponctuellement invité à participer à des jurys de fin d'étude d'élèves ingénieurs agronomes, sur la base de mon domaine de compétence scientifique. J'ai ainsi été invité à siéger dans des jurys à AgroCampus Ouest (centre de Rennes et centre d'Angers) ainsi qu'à Montpellier SupAgro.

Plus ponctuellement, je donne quelques cours invités lors de mes déplacements à l'étranger tel qu'à l'Université McGill (2 jours, hiver 2013-2014) ou à la Chinese Agriculture University (3 jours, décembre 2014). Ceux-ci s'adressent uniquement à des étudiants post-gradués en agronomie ou environnement.

<sup>42</sup> Ni l'année 2013-2014 (en séjour sabbatique à McGill) ni l'année 2014-2015 (en partie impactée par mon retour de McGill) ne sont prises ici en exemple.

