



# Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine : caractérisation des pratiques et applications territorialisées

Juliette Anglade Bertholon

## ► To cite this version:

Juliette Anglade Bertholon. Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine : caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2015. Français. <NNT : 2015PA066102>. <tel-01189101>

**HAL Id: tel-01189101**

**<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01189101>**

Submitted on 1 Sep 2015

**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.

# Université Pierre et Marie Curie

Ecole doctorale 398 Géosciences, ressources naturelles et environnement

*UMR METIS 7619*

## **Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine**

*Caractérisation des pratiques et applications territorialisées*

Par Juliette Anglade

Thèse de doctorat en Sciences de l'Environnement

Dirigée par Gilles Billen et Josette Garnier

Présentée et soutenue publiquement le 13/04/2015

Devant un jury composé de :

M. Gilles Billen	DR CNRS (Paris)	Co-directeur de thèse
Mme Josette Garnier	DR CNRS (Paris)	Co-directrice de thèse
M. Jean Marc Meynard	DR INRA (Grignon)	Rapporteur
M. Vincent Bretagnolle	DR CNRS (Chizé)	Rapporteur
Mme Fabienne Barataud	IR INRA (Mirecourt)	Examinatrice
Mme Sylvie Recous	DR INRA (Reims)	Examinatrice
M. Ghislain de Marsily	Prof UPMC (Paris)	Examinateur
M. Sylvain Roumeau	FNAB (Paris)	Invité
M. Jean Baptiste Loiseau	Lyonnais-Suez (Le Pecq)	Invité



# Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à Gilles Billen et Josette Garnier pour la confiance accordée tout au long de cette thèse. Merci de m'avoir emmenée du côté de chez Zola... Merci pour le juste dosage entre encadrement et portes ouvertes que vous savez apporter à chaque doctorant. J'ai grandement apprécié votre patience face à mes hésitations et mes cheminements exploratoires et votre capacité à me recentrer le temps venu.

Je remercie les membres du jury qui ont accepté avec enthousiasme d'évaluer ce travail.

Merci à Ghislain de Marsily de m'avoir permis d'intégrer le comité scientifique de la Plaine du Saulce et d'oser proposer l'agriculture biologique comme une alternative crédible. Merci à Alexandre Duzan de la Lyonnaise des Eaux d'avoir été convaincu, et de m'avoir orientée sur le projet de Flins. Merci à Laetitia Chaegard et Olivier Gaillard de la SAFEGE pour leur implication et application à faire tourner le modèle.

Je remercie évidemment aussi tous les agriculteurs ayant participé aux enquêtes pour leur accueil chaleureux, leur grand concernement et l'espoir insufflé à chaque rencontre. Merci aux étudiants qui m'ont aidée sur ces enquêtes, Thibault Makridis et Michael Ramos Medina de l'UPMC, Cyril Tittel de la FRAB Champagne-Ardennes, et Cyril Sarrasin ainsi que ses encadrants Charlotte Glachant et Claude Aubert de la Chambre d'Agriculture d'Ile-de-France. Merci aussi à mes joyeux accompagnateurs de l'équipe de biogéochimie, Benjamin Mercier et Abdelkader Azougui.

Merci à Virginie Vergnaud de l'OSUR de Rennes pour avoir réalisé les analyses de datation des eaux souterraines de la Plaine du Saulce et de Flins-Aubergenville en un temps record. Merci à Xavier Antoine de l'Association de la Plaine du Saulce de m'avoir aidée à effectuer les prélèvements en se faufilant dans un conduit karstique, et en s'immergeant dans un étangs ! Dans des conditions non moins agréables sur le site Flins, merci à Jean-Baptiste Loiseau de la Lyonnaise des Eaux d'avoir bravé lui aussi le froid, la boue et les ronces pour connaître l'âge apparent des sources des sables de l'Yprésien.

Merci aussi aux étudiants de Science Po pour leur très grande volonté de comprendre les perturbations environnementales liées au déséquilibre des flux d'azote, pourtant si éloignées de leurs enseignements et préoccupations habituelles. Merci de m'avoir dit : « Cela faisait longtemps que l'on n'avait pas appris quelque chose ». Je compte sur vous, futurs décideurs, pour vous rappeler combien les problématiques environnementales sont premières.

Je tiens également à remercier tout particulièrement mes encadrants de stage, Christophe Grenier, Rui Coutinho, Patrice Garin, et Véronique Souchère pour m'avoir donné le goût de la recherche et de l'interdisciplinarité. Merci à Philippe Bousquet de la licence Physique-Chimie-Environnement de l'UVSQ, d'avoir cru en mes capacités à réussir le grand saut des Lettres aux Sciences, et à Pierre Ribstein puis Gilles d'avoir continué d'y croire !

Merci à mes très chères amies Camille et Nastassia rencontrées sur les bancs de l'UVSQ, d'avoir eu confiance en moi, et de m'avoir accompagnée dans mes rencontres avec les

phénomènes d'oxydo-réduction, les équations différentielles, et tout ce langage curieux que l'on dissimule aux malheureux lycéens littéraires hypnotisés par les beaux mots des Hommes de lettres. Merci Camille d'avoir été là tous ces samedis de rattrapage et pour tous les autres moments aussi.

Merci biensûr à tous les membres du laboratoire Sysiphe, nouvellement METIS, pour leur bonne humeur quotidienne ! Je pense évidemment tout particulièrement aux moments mémorables passés avec chacun des doctorants : aux fous rires partagés avec mes co-bureau du mythique 410, ma très chère Claire, Paul, Amadou, Wilfried, Nejla, Raphaël, et Ana la « petite » nouvelle, aux stages de terrain de l'école doctorale avec la famille blaireau et les blagues d'Ugo et Thibault, aux dégustations « nos régions ont du talents » avec les noix de kola de Bernadette, les plats iraniens de Bahar, le Kig ha farz du Nash, les bredele de Pierre-Stéphane, les pizza des films du jeudi, les bières du mardi, les gâteaux de Raphaël et tant d'autres. Je n'oublie pas les n+1 Marie et Vincent, Mélanie et François pour leur sourire permanent et aussi Ludovic et Nicolas pour les midi bio de l'UPMC. Merci aussi à Luis pour avoir amené une touche de soleil espagnol et de belles convictions. Merci pour vos talents individuels et collectifs. Je me rémémore avec joie les formations doctorales cinéma initiées très sérieusement avec Marie Benoit, et ayant abouties à la production de chefs d'œuvres tels que « Poulpito notr'co-bureau », « Pierre Castor », « Les aventures d'Adrien », « La gym suédoise au 5<sup>ème</sup> » etc. Je pense que l'ont tient aussi quelquechose du côté musique, qui ne demande qu'à s'épanouir davantage sous la direction de Jean-Marie Mouchel et avec le flow de Michel Meybeck. Continuez tous ainsi de bercer vos recherches d'une atmosphère conviviale et joyeuse.

Enfin, un très grand merci à mon entourage bienveillant et lumineux. Merci à mère pour m'avoir appris combien il importe de s'émerveiller du spectacle sans cesse renouvelé de la vie. A ma grand-mère qui savait ce que c'est que cultiver son jardin. Pieyre-Alexandre, saisis-toi des quelques idées de ta petite sœur pour les porter là-haut aux oreilles de tes collègues bruxellois.

Et pour finir, mon plus aimable merci s'adresse à Julien, bien que merci soit un si petit mot pour tout ce que tu m'offres chaque jour.

# Résumé

L'agriculture intensive qui caractérise le bassin de la Seine depuis une cinquantaine d'années est basée sur la généralisation de l'usage des engrais de synthèse et des pesticides et la rupture de la complémentarité culture-élevage. Ce mode d'agriculture compromet aujourd'hui gravement la qualité des eaux souterraines et de surface, notamment par la contamination nitrique. La mise en œuvre d'alternatives qui permettraient de concilier production agricole et respect de la qualité de l'eau se heurte à beaucoup d'entraves, de nature techniques et sociales. Sur le plan technique, le manque de données de références et d'indicateurs rigoureux permettant d'évaluer les performances agronomiques et environnementales de systèmes agricoles alternatifs, est un frein majeur.

Le premier objectif de cette thèse est donc de développer un cadre conceptuel solide pour évaluer ces performances en termes de capacité productive et de risque de lixiviation nitrique, à travers le bilan d'azote des sols. Nous avons tout d'abord établi, sur base d'une méta-analyse des données de la littérature, des relations robustes pour l'estimation de la quantité d'azote fixée par les légumineuses qui jouent un rôle essentiel dans la fertilisation des systèmes d'agriculture biologique. Nous avons alors pu étudier la relation fertilisation/rendement/surplus des systèmes agricoles, d'une part pour établir leurs trajectoires d'évolution dans 124 pays au cours des 50 dernières années à travers les données de la FAO, d'autre part pour comparer les performances agro-environnementales des principales rotations biologiques rencontrées dans le bassin de la Seine avec celles des rotations pratiquées en agriculture conventionnelle raisonnée. Nous avons enfin établi sur une base empirique la relation qui existe entre surplus, lixiviation et concentration des eaux de drainage sous terres arables et prairies permanentes.

Nous montrons dans une seconde partie comment le cadre conceptuel d'analyse technique ainsi développé peut être utilement appliqué dans des territoires particuliers pour éclairer et orienter des logiques d'acteurs et crédibiliser certaines alternatives qui puissent nourrir une nécessaire transition vers des agrosystèmes plus durables. Une analyse détaillée de la situation des captages de la Plaine du Saulce, qui alimentent la ville d'Auxerre, et celle du champ captant de Flins-Aubergenville, qui fournit en eau potable l'Ouest parisien, est ainsi présentée. Des scénarios alternatifs, allant au-delà des simples aménagements de pratiques, sont proposés, en tenant compte du contexte géographique et hydrogéologique propre à chaque cas d'étude.

# Abstract

The intensive agriculture characterizing the Seine watershed since half a century is based on the generalization of the use of synthetic fertilizers and pesticides and by the rupture of the connection between crop and livestock systems. This system is nowadays compromising ground- and surface water quality, namely through nitrate contamination which mostly originates from agricultural losses. The implementation of technically proven and socially acceptable alternatives, allowing reconciling agricultural production and water quality preservation, encounters lots of obstructions of technical and social nature.

From a technical point of view, sound reference data and rigorous indicators are lacking to assess the agronomical and environmental performance of alternative agro-systems. The first objective of this thesis is therefore to develop a sound conceptual framework to evaluate the productive capacity and the risk of nitrate lixiviation of agro-systems, through an improved version of the nitrogen soil surface balance. We first developed, based on a meta-analysis of the literature, robust relations to determine symbiotic nitrogen fixation by grain and forage legumes crops, which plays a central role in organic farming systems. We then could establish the relationship between total N fertilization, harvested yield and surplus of agro-systems, in order (i) to draw the trajectories of 124 countries over 50 years based on FAO data, and (ii) to compare the performance of the main organic crop rotations of the Seine basin and those of the conventional ‘reasoned’ agriculture. Finally, we established an empirical relationship linking N surplus, lixiviation and nitrate concentration in drainage water for arable land and permanent grassland.

We show in a second part of this thesis how this conceptual framework of analysis can be useful in particular territories to highlight and guide stakeholder action, as well as to make more credible some alternatives which can feed the necessary transition toward more sustainable agro-systems. We analyze the situation of the drinking water abstraction areas of La Plaine du Saulce, supplying the city of Auxerre (Burgundy) as well as that of Flins-Aubergenville, supplying the western part of Paris agglomeration. We elaborate alternative scenarios for these regions, going much farther than the mere improvement of agricultural practices, and taking into account the peculiar geographical and hydro-geological context of each study case.

# Table des matières

<b>Introduction générale</b>	<b>1</b>
<b>1ère partie : Caractérisation des pratiques et comparaison d'agrosystèmes</b>	<b>17</b>
<b>Chapitre 1. La fixation symbiotique d'azote : un poste essentiel de la fertilisation</b>	<b>25</b>
<i>Relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe</i>	<b>27</b>
Abstract	27
1. Introduction	28
2. Material and methods	30
2.1 Collating a database on N <sub>2</sub> fixation	30
2.2 Statistical analysis	31
2.3 Assessing soil surface balance in a typical legume-based organic crop rotation	31
3. Results and discussion	32
3.1 N fixed in shoot	32
3.2 Fixed N in aerial and below-ground parts of the plant	41
3.3 Implications on organic N balances (Northern France)	44
4. Conclusions	49
<b>Chapitre 2. Evolution de la relation rendement/fertilisation/surplus sur 50 ans dans 140 pays</b>	<b>63</b>
<i>50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland</i>	<b>65</b>
Abstract	65
1. Introduction	66
2. Methods	67
3. Results and discussion	69
3.1 Y vs. F trajectories of world agricultures	69
3.2 Agronomical performances: trends in N use efficiency and N-based yield gap	72
3.3 Environmental performances: NUE and N losses	74
3.4 Global trends	75
4. Conclusions	77
<b>Chapitre 3. Performances agronomiques et environnementales de l'agriculture biologique du bassin de la Seine</b>	<b>99</b>
<i>Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed</i>	<b>101</b>
Abstract	101
1. Introduction	102
2. Material and Methods	103
2.1. Current agricultural profile of the Seine watershed in Northern France	103
2.2. Organic farming distribution and orientation in the Seine basin	104
2.3. Indicators of agro-environmental performance of cropping systems	105
2.4. Constitution of a sample of organic farms and comparative conventional systems	108
3. Results	109
3.1 Description of the cropping systems	109
3.2 Yield	110
3.3. Fertilization	111
3.4. Soil Surface Balance	113
3.5. The YvsF relationship	114

4. Discussion	116
4.1. Agronomical performance	116
4.2. Environmental performance: surplus and risk of N leaching	117
4.3. Policy implications	118
<b>Chapitre 4. Du surplus à la lixiviation</b>	<b>131</b>
1. Introduction	133
2. Les facteurs de régulation de la lixiviation du nitrate	133
2.1 Conditions pédoclimatiques	133
2.2 La fertilisation	134
2.3 Le travail du sol	134
2.4 La gestion des intercultures	135
3. Mesures de la lixiviation	137
3.1 Méthodes	137
3.2 Données disponibles en systèmes arables	139
4. Relation surplus-lixiviation en systèmes arables	141
5. Relation surplus lessivage en prairie	145
6. Conclusions et perspectives	146
<b>2ème Partie : Applications territorialisées</b>	<b>151</b>
<b>Chapitre 5. Un retour sur l’histoire de la Beauce</b>	<b>157</b>
<i>« La Terre » de Zola, une histoire biogéochimique de la Beauce au XIXème siècle</i>	<b>159</b>
Résumé	159
Abstract	160
1. Introduction	160
2. Cadre spatio-temporel du récit	162
3. Caractérisation des pratiques agricoles et bilans azotés des sols	164
3.1 Gestion du cheptel	164
3.2 Performances productives : autonomie et capacité d’export	166
3.3 Performances environnementales : bilans d’azote des sols	170
4. Conclusion	173
<b>Chapitre 6. Potentiels et limites du développement d’une ceinture verte urbaine de maraîchage biologique</b>	<b>175</b>
<i>Organic market gardening around the Paris agglomeration: agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements</i>	<b>177</b>
Abstract	177
1. Introduction	178
2. Material and methods	179
2.1 Context of organic vegetable production in the North of France	179
2.2 Sample of producers and farm characteristics	180
2.3 Quantification of the nitrogen input–output budget	182
3. Results and discussion	183
3.1 Agronomical and environmental performance of market gardening	183
3.2 N leaching risks: for or against OMG on drinking water catchments ?	188
3.3 Capacity to fulfil Paris requirements in fresh vegetables	189
4. Conclusions	191
Appendix	195

<b>Chapitre 7. Acteurs et enjeux de reconquête de la qualité de l'eau de la Plaine du Saulce</b>	<b>197</b>
<b><i>Le BAC de la Plaine du Saulce (Auxerrois) : Analyse de la pollution agricole diffuse et esquisse de propositions pour un plan d'action à long terme</i></b>	<b>199</b>
Résumé	199
1. Introduction	201
1.1 Historique du programme d'actions et état d'avancement de la démarche	201
1.2 Caractéristiques géographiques du BAC de la Plaine du Saulce	206
2. Inertie hydrogéologique des captages de la Plaine du Saulce	209
2.1 Lier l'évolution des pratiques agricoles et de la contamination nitrique	209
2.2 Datation des eaux par traceurs atmosphériques	210
3. Analyse des pratiques agricoles récentes et des préconisations réglementaires	213
3.1 Fertilisation raisonnée : pratiques réelles et idéales	214
3.2 Gestion de la fertilisation dans l'arrêté préfectoral	216
4. Propositions pour une agriculture compatible avec la production d'eau potable dans la Plaine du Saulce	219
4.1 Spécificités et évolution de l'agriculture en région Bourgogne	220
4.2 Les potentialités de l'agriculture biologique	224
5. Conclusions	229
<b>Chapitre 8. L'eau dans la campagne urbaine : L'AAC de Flins-Aubergenville</b>	<b>231</b>
1. Introduction	233
2. Entre dynamiques urbaines et préservation des ressources en eau et du foncier agricole: le choix de l'AB	235
3. Modélisation	240
3.1 Fonctionnement du champ captant : hydrogéologie, prélèvements, réalimentation	240
3.2 Modèle hydrodynamique	244
3.3 Modèle hydrodispersif	245
4. Quels débouchés pour les productions biologiques de l'AAC ?	264
4.1 Potentiel de consommation de l'OIN Seine-Aval	265
4.2 Valorisation de la luzerne	267
5. Conclusions	269
Annexes	273
<b>Conclusions générales</b>	<b>277</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>287</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>293</b>

# **Introduction générale**



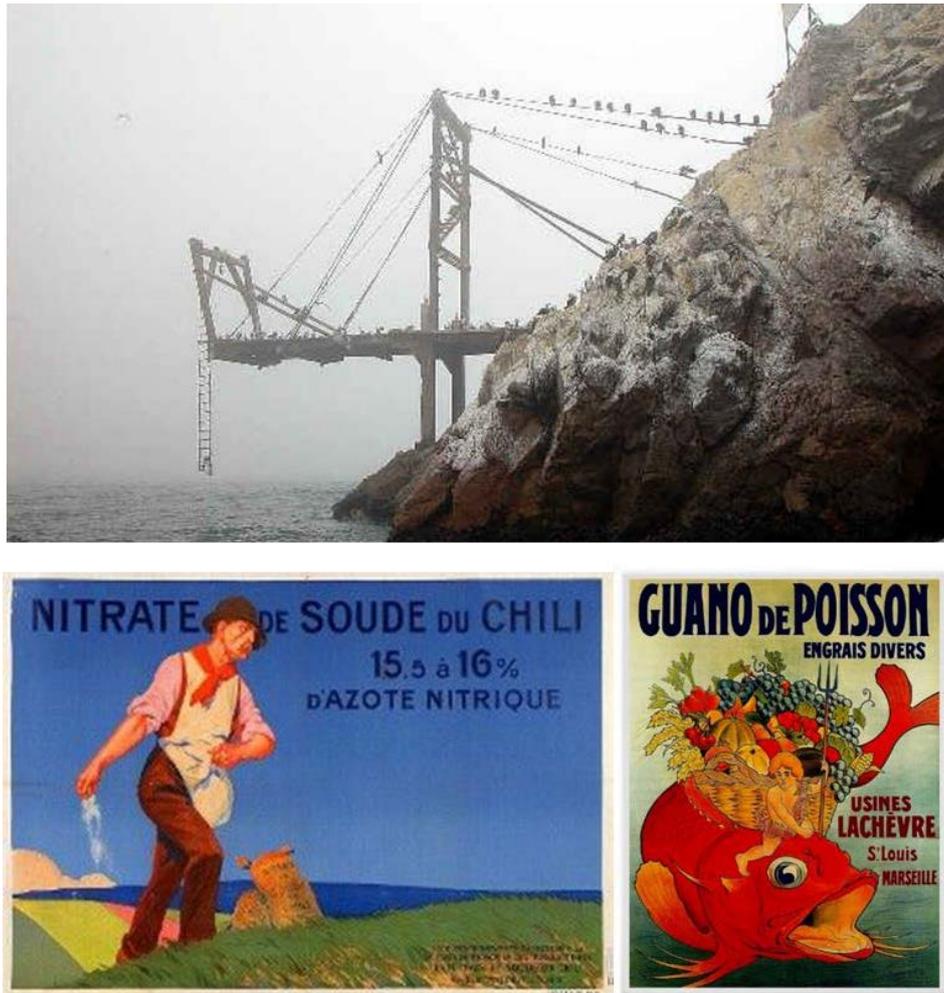
## **Les mutations de l'agriculture et du cycle de l'azote**

La capacité productive des territoires ruraux a été limitée jusqu'au début du 20<sup>ème</sup> siècle par la faible disponibilité de l'azote réactif, c'est-à-dire par la rareté des formes nitriques, ammoniacales et organiques de l'azote. L'immense réservoir de diazote qui constitue 78 % de l'atmosphère n'est en effet accessible qu'aux seules bactéries azotophes, vivants libres dans les sols ou en symbiose avec certaines plantes, comme les légumineuses qui les abritent dans les nodules de leurs racines.

Les systèmes agraires traditionnels qui se développent dans l'Europe occidentale à partir du X<sup>ème</sup> siècle sont fondés sur une étroite complémentarité entre culture et élevage. Pendant près de 1000 ans, c'est le bétail qui assure la fertilité des terres cultivées en transférant via ses déjections, les éléments minéraux extraits des espaces forestiers, des pâturages semi-naturels et des prairies de fauche riches en légumineuses. Les terres labourables exploitées en rotation biennale ou triennale avec une période de jachère permettant de maîtriser les adventices, sont enrichies par l'épandage du fumier récolté l'hiver dans les étables et par les déjections des animaux parqués dans les jachères les nuits d'été (Duby, 1954).

Au XIX<sup>ème</sup> siècle, le remplacement de la jachère par une sole de cultures fourragères de légumineuses (luzerne, trèfle), permet d'améliorer grandement la fertilité des sols, à la fois par la minéralisation des résidus de récolte et des parties souterraines des cultures fixatrices d'azote, et par l'augmentation du chargement animal. Le potentiel d'export des territoires ruraux suffit alors à rencontrer les besoins de la population urbaine grandissante du bassin de la Seine, qui passe de 500 000 habitants à la veille de révolution française à plus de 5 millions au début du XX<sup>ème</sup> siècle (Billen et al., 2012a).

Mais les améliorations agronomiques du XIX<sup>ème</sup> siècle, ne suffisent plus pour faire face à une population urbaine toujours grandissante venue nourrir les ateliers de la première révolution industrielle, et concurrencer les céréales issues de la mise en culture de la Grande Prairie Nord-américaine très riche en azote, qui inondent le marché européen. La demande en azote réactif grandit, tant pour fertiliser les terres agricoles, que pour alimenter une industrie chimique naissante (notamment dans les secteurs des explosifs et des colorants). Dans un premier temps, cette demande est comblée par des importations massive de nitrates de soude extraits des sous-sols alcalins des déserts chiliens, et de guano marin issu de l'accumulation des excréments des nombreux oiseaux (cormorans, fous à pieds bleus, pélicans ...) qui se nourrissent des eaux poissonneuses des côtes Pacifique d'Amérique du Sud. On trouve également, en alternative à ces importations, du guano de poisson issu du broyage et compostage des sous-produits frais de la pêche (Fig. 1).



**Figure 1 :** Composés azotés disponibles à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle pour servir d'engrais et alimenter l'industrie chimique (explosifs et colorants). Vestiges des quais de chargement de guano d'oiseaux marins sur les Iles Ballestas au Pérou (Haut) et affiches publicitaires pour la promotion des nitrates de soude du Chili et du guano de poisson français (Bas).

En 1909, avant que ne se pose la question de l'épuisement de ces gisements, deux chimistes allemands, Fritz Haber et Carl Bosch, mettent au point un procédé opérationnel permettant la conversion industrielle (sous forte pression et haute température), du diazote atmosphérique en ammoniacque puis en acide nitrique. Cette source d'azote nitrique va d'abord alimenter l'industrie allemande des explosifs, puis l'industrie chimique en général et permettre un développement considérable des engrais azotés qui viennent radicalement repousser les limites productives des systèmes agraires traditionnels.

Ainsi, au lendemain de la première guerre mondiale, l'agrochimie entame sa marche triomphante sur les champs dévastés, et cinquante ans plus tard, la généralisation de l'usage des engrais de synthèse rompt la logique ancestrale de l'équilibre entre culture et élevage. Un système agricole à cycle ouvert s'est mis en place, où les engrais remplacent la fertilité amenée par le troupeau, qui est d'autant moins nécessaire que la mécanisation se substitue à la traction animale (Fig. 2).



**Figure 2 :** Couvertures de l'hebdomadaire illustré *Rustica*, créé en 1928 à destination d'un lectorat agricole, vantant les avantages du pâturage en 1935 et du tracteur en 1954.

Les rendements céréaliers sont multipliés par 10 en 50 ans alors que la population urbaine ne fait que doubler. Les quantités produites appellent des marchés lointains, les échanges s'intensifient, les intermédiaires commerciaux se multiplient, et les régions se spécialisent en fonction du marché, de la nature des sols ou de facteurs socio-culturels. Certaines régions se spécialisent dans la grande culture exportatrice, sans élevage, d'autres se tournent vers la production industrielle de viande et de lait, de plus en plus indépendante de la production végétale locale grâce à l'importation massive de produits fourragers en provenance d'autres régions. Ces systèmes spécialisés fonctionnant en cycle ouvert sont associés à un déséquilibre global des flux agro-alimentaires, et donc des flux d'azote (Lassaletta et al., 2014; Billen et al., 2014). A l'échelle planétaire, la perturbation anthropique du cycle de l'azote (fixation d'azote atmosphérique multipliée par 5 par rapport au cycle naturel en Europe), moins médiatisée que celle du cycle du carbone, n'en est pourtant pas moins préoccupante, du fait de la série de dommages environnementaux affectant l'ensemble des compartiments de la biosphère (Sutton et al., 2011; Sutton et al., 2013) : contamination nitrique des eaux superficielles et souterraines, eutrophisation marine côtière, pollution atmosphérique, retombées atmosphériques, accroissement de l'effet de serre et destruction de la couche d'ozone liés à l'émission d'oxyde nitreux ( $N_2O$ ).

Si ces changements ont été initiés par les progrès de l'agrochimie dès le début du XXe siècle, les pouvoirs publics ont clairement amplifié ce mouvement d'intensification et de spécialisation au sortir de la Seconde Guerre mondiale, avec la création de la Politique Agricole Commune (PAC) par le traité de Rome en 1957. Dès sa mise en œuvre en 1962 il s'agit d'accroître la productivité agricole afin d'atteindre l'autosuffisance alimentaire à l'échelle européenne et ce grâce à un système de prix garantis et à la restitution aux exportations. Pour chaque secteur de production (céréales, viande, lait), la Communauté fixe

annuellement des prix à un niveau supérieur aux prix mondiaux. Les quantités que le producteur ne parvient pas à vendre sont rachetées par la Communauté à ce prix, pour être ensuite stockées et revendues sur le marché intérieur, exportées vers un marché tiers ou bien encore détruites. Quant aux exportations, elles font alors l'objet d'un soutien (restitution), le producteur recevant la différence entre le prix mondial et le prix européen plus élevé.

L'agriculture devient un simple maillon d'une chaîne qui va des industries extractives, semencières, mécaniques et chimiques en amont aux industries de transformation et de commerce en aval, et qui forme l'industrie agro-alimentaire. La logique industrielle prend bien souvent le pas sur l'agronomie, ou le bon sens paysan. Les innovations techniques que constituent la sélection variétale (visant les qualités productives plutôt que la robustesse (Hochereau, 2008)), les engrais de synthèse, les pesticides, la mécanisation sont largement diffusées auprès de la population agricole, avec une iconographie de la richesse et de l'abondance (Fig.3), d'abord par les Chambres d'Agriculture, puis par des structures commerciales comme les coopératives et les négoce qui sont à la fois, collecteurs, vendeurs et prescripteurs.

Ainsi, au fil du temps s'est bâtie une trajectoire d'intensification autour de systèmes de productions spécialisés, impliquant un vaste ensemble d'acteurs qui concourent à une perte d'autonomie des agriculteurs vis-à-vis des filières amont et aval, et ainsi à un véritable « verrouillage socio-technique » du système agro-alimentaire (Vanloqueren & Baret, 2008; Lamine et al., 2010; Ricci et al., 2011; Meynard et al., 2013) qui rend extrêmement difficile le développement de trajectoires alternatives.



**Figure 3 :** Affiches publicitaires pour la promotion les engrais chimiques (gauche : Comptoir Français De l'Azote, Stéphane, 1920) (droite : Société Saint-Gobain, années 50).

## **Le cas du bassin de la Seine et la contamination de ses ressources hydriques**

Le bassin de la Seine (70 000 km<sup>2</sup> autour de Paris) a longtemps constitué l'hinterland nourricier de l'immense agglomération parisienne, l'alimentant en nourriture mais aussi en eau potable de qualité (Billen et al. 2012a). Aujourd'hui, cette deuxième fonction est fortement fragilisée du fait d'une contamination généralisée des eaux de surface et souterraines par les pesticides et les nitrates d'origine agricole.

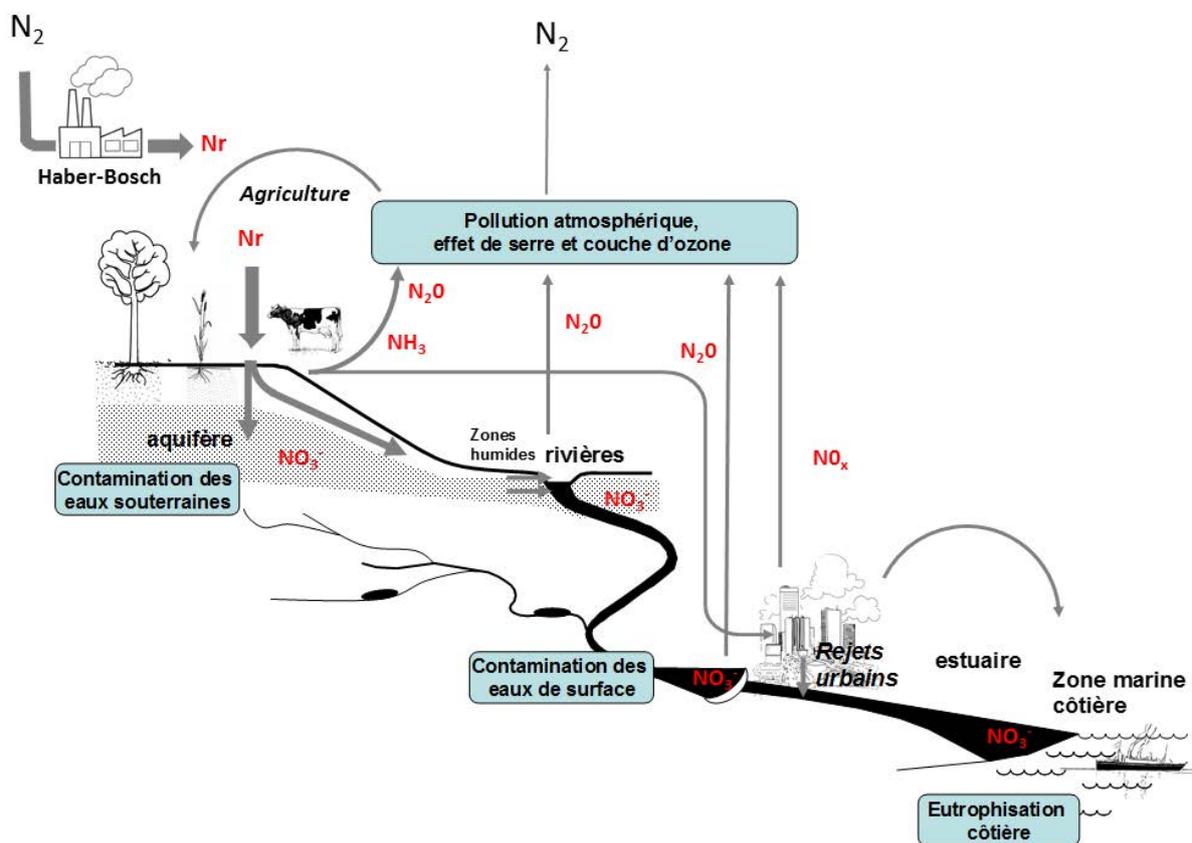
Ce bassin est une région emblématique de l'agriculture industrielle marquée par une forte spécialisation territoriale des productions, orientée vers les grandes cultures (blé, colza, maïs, betterave ...) dans le centre du bassin, tandis que l'élevage est repoussé et concentré dans les franges périphériques, et tout particulièrement dans le Grand Ouest. Cette spécialisation régionale s'est accompagnée d'une réduction des espèces cultivées, avec une augmentation des surfaces en blé et colza au détriment des protéagineux, conduisant à un accroissement de la pression parasitaire et donc à un recours accru aux pesticides (Schott et al., 2010). Dans les zones de concentration de l'élevage, les prairies sont retournées au profit du maïs fourrage subventionné par la PAC. La production végétale du bassin de la Seine est destinée pour 80% à l'export, tandis que plus d'un tiers des protéines destinées à l'alimentation du bétail sont importées d'Amérique du Sud (tourteaux de soja essentiellement)(Billen et al., 2012a; Billen et al., 2012b). Or, si la production agricole du bassin de la Seine s'est en partie détournée des besoins locaux pour s'ouvrir sur les marchés mondiaux, le bassin se doit toujours d'assurer la fonction de production d'eau potable de ses habitants, qu'elle soit puisée dans les aquifères et/ou dans les rivières.

L'excès d'azote réactif épandu sur les sols agricoles, sous forme d'engrais de synthèse dans les systèmes céréaliers intensifs, et par une mauvaise répartition des effluents où se concentrent les ateliers d'élevage, chemine en cascade dans les différents compartiments environnementaux dont il modifie profondément le fonctionnement, avant de retourner majoritairement dans le réservoir inerte de diazote atmosphérique (Fig. 4) ( Billen et al., 2013). Aujourd'hui, dans le bassin de la Seine, les pertes environnementales d'azote provenant des agrosystèmes, sont devenues prépondérantes comme source alimentant la cascade de l'azote par rapport aux apports urbains provenant des rejets des stations d'épurations urbaines (Billen et al., 2007) et des émissions d'oxyde d'azote par les processus de combustions liées au trafic et à la génération d'électricité thermique (Garnier et al., 2009; Billen et al., 2013).

L'empreinte des pratiques agricoles est visible en tout point du continuum aquatique (rivières, aquifères, zones côtières). Au cours des dix dernières années, plus de 400 captages ont dû être fermés dans le Bassin de la Seine, et plus de 200 dans le Grand Ouest pour cause de contamination agricole (nitrates et/ou pesticides) (Direction Générale de la Santé, 2012), au titre de la directive 98/83/CE qui fixe au niveau européen des exigences à respecter au sujet de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Ces normes sont de 11.3 mgN/l (ou 50 mgNO<sub>3</sub>/l) pour les nitrates et de 0,5 µg/l pour la concentration totale en pesticide (0,1 µg/l pour chaque pesticide). En 2013, le rapport annuel de la qualité des eaux du bassin Seine-

Normandie, rendait compte d'une qualité qualifiée de « médiocre » pour 41 des 53 masses d'eau souterraines rattachées au bassin (AESN, 2014), en lien avec des teneurs élevées en produits phytosanitaires et métabolites, et en nitrates dans respectivement 68% et 30 % des cas.

Les écosystèmes aquatiques subissent eux aussi d'importantes perturbations, au-delà d'une concentration de 2 mgN/l (James et al., 2005). Les phénomènes d'eutrophisation (développement algal excessif) du réseau hydrographique et en zones côtières qui surviennent du fait d'un apport excessif de nutriments d'origine anthropique, ont des effets délétères sur milieux aquatiques (Billen & Garnier, 2007). Dans les cours d'eau, la respiration de la masse de végétaux accumulés, conduit à un appauvrissement en oxygène dont pâtissent les écosystèmes aquatiques. En mer, l'eutrophisation se manifeste notamment par les marées vertes (Perrot et al., 2014), l'accumulation de mucus sur les plages (Lancelot et al., 2011) et la production de toxines empoisonnant les coquillages (Klein et al., 2010).



**Figure 4 :** Schéma de la cascade de l'azote montrant le cheminement de l'azote réactif depuis les sols agricoles jusqu'aux zones marines côtières à travers le continuum aquatique, les espaces urbains et le réservoir atmosphérique, et les problèmes environnementaux occasionnés par les pertes d'azote réactif à toutes les étapes de ce cheminement, modifié d'après Billen et al. (2013).

Aux enjeux environnementaux et de santé publique cités précédemment s'ajoutent de nombreux enjeux économiques, aux premiers rangs desquels figurent les surcoûts liés aux traitements de potabilisation des ressources affectées par les pollutions diffuses agricoles, les coûts de nettoyage des littoraux dus à l'eutrophisation et plus largement toutes les pertes marchandes des secteurs d'activités qui dépendent de la bonne qualité des milieux aquatiques (pêche, aquaculture, pisciculture, conchyliculture). En 2011, le commissariat général au développement durable a estimé qu'à l'échelle française, les coûts de dépollution liés aux excédents de nitrates et de pesticides seraient compris, s'il s'agissait de les traiter, entre 54 et 91 milliards d'euros par an pour les eaux de surfaces et côtières et de 522 et 847 milliards d'euros pour les eaux souterraines (Bommelaer & Devaux, 2011), ce qui conduit à privilégier les actions préventives.

## **Réconcilier agriculture et qualité de l'eau : le cadre juridique**

Il apparaît de plus en plus que les mesures relevant des « bonnes pratiques » telles que la recherche de l'équilibre de la fertilisation et l'utilisation de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) ne sont pas à la mesure des problèmes posés. Des mutations profondes du système agricole, des changements plus radicaux dans les pratiques semblent nécessaires pour restaurer et concilier durablement production alimentaire, production d'eau potable et préservation des écosystèmes aquatiques.

Cette prise de conscience de l'impasse dans laquelle se trouve le système agricole industriel a entraîné ces dernières années un accroissement de la pression réglementaire visant à réduire les pollutions diffuses d'origine agricole. Cela s'est d'abord traduit par la création de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en 2000 (European parliament, 2000), transposée en droit français au travers de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA, 2006), puis par des révisions successives des programmes d'actions de la Directive Nitrates faisant suite aux assignations répétées de la France devant la Cour de Justice Européenne.

L'article 21 de la LEMA a instauré un cadre sans précédent de maîtrise des pollutions agricoles sur des zones ciblées, comme les aires d'alimentation de captage (AAC), au moyen du dispositif des ZSCE (Zones sensibles à contraintes environnementales). Les programmes d'actions ZSCE co-construits avec l'ensemble des acteurs d'un territoire délimité, sont approuvés par arrêté préfectoral avec une obligation de résultats. La mise en œuvre incitative de ces programmes est privilégiée, avec notamment des aides financières de l'Agence de l'Eau. La souscription volontaire d'un agriculteur à une ou plusieurs mesures figurant dans le programme d'actions peut être financée par le biais de Mesures Agro-Environnementales (MAE) ou Mesures Agro-Environnementales Territorialisées (MAET) déployées dans le cadre du 2<sup>nd</sup> pilier de la PAC, tant que les mesures ne deviennent pas obligatoires. En effet, le Préfet a la possibilité de rendre certaines mesures obligatoires (art. R.114-8 du code rural), s'il en juge la mise en œuvre volontaire insuffisante. Les mesures prises dans le programme d'action ZSCE n'ont d'intérêt que si elles apportent un complément par rapport aux contraintes imposées par les périmètres de protection (PPC) via l'arrêté de Déclaration d'Utilité Publique (DUP). De façon générale, le dispositif ZSCE permet d'aller au-delà des contraintes réglementaires existantes sur la même problématique. Par exemple, si les plans

d'actions agricoles visent la réduction de la contamination nitrique, il convient d'inscrire un niveau de contrainte supérieur aux programmes d'action pris en application de la Directive Nitrate 91/676/CEE. Ainsi, la mobilisation du dispositif ZSCE, peut permettre une évolution (volontaire puis le cas échéant réglementaire) vers des systèmes de production innovants, économes en intrants, comme par exemple l'agriculture biologique.

Par ailleurs, la mobilisation du dispositif ZSCE est à considérer en priorité sur les 507 captages « Grenelle » identifiés au titre de la Loi Grenelle 1 n°2009-967 comme les plus menacés par les pollutions diffuses et devant prioritairement faire l'objet de plan d'actions pour assurer leur protection (l'échéance était prévue pour 2012). Les textes stipulent que sur ces périmètres de captage choisis pour la procédure Grenelle, « la priorité sera donnée aux surfaces d'agriculture biologique et d'agriculture faiblement utilisatrice d'intrants afin de préserver la ressource en eau et réduire ses coûts d'épuration. »

## **L'agriculture biologique, une alternative crédible ?**

Longtemps marginalisée, l'agriculture biologique (AB) est aujourd'hui de plus en plus reconnue comme une alternative crédible.

Née dans les années 1920-1940 dans un souci collectif d'inventer des méthodes agricoles qui respectent les équilibres naturels et humains (Besson, 2007), la dimension de respect de l'environnement et l'approche systémique sont au cœur des écrits des membres fondateurs de l'agriculture biologique de la première partie du 20<sup>ème</sup> siècle. Nous en retraçons ici brièvement les grandes lignes car l'AB ne peut être simplement définie par un cahier des charges normatif et réduite à la non-utilisation de produits chimiques de synthèse et d'organismes génétiquement modifiés.

Dans les années 20, le philosophe autrichien Rudolph Steiner, dans son célèbre cours aux agriculteurs sur les fondements spirituels de la biodynamie (Steiner, 1924), fait un procès sévère de l'agriculture moderne basée sur les préconisations d'usage de produits chimiques de synthèse issus des industries d'armement en reconversion, qu'il accuse d'épuiser la terre et de dégrader la qualité des aliments. Il propose une approche globale, systémique, où le domaine agricole est considéré comme un individu vivant, autonome, en équilibre avec la biosphère et influencé par le cosmos. Ses travaux qui jettent les bases de la « *biodynamie* », sont par la suite formalisés par le chimiste et agronome allemand Erhenfried Pfeiffer (Pfeiffer, 1949), qui écrit que : « tout ce qui fait partie de l'entreprise agricole -le sol, les animaux, les plantes, les hommes et aussi les plantes sauvages, les bois, la mare, les animaux sauvages, le climat local- tout ceci crée un organisme vivant aux nombreuses interactions réciproques. »

En parallèle, sur le plan socio-économique, le politique et biologiste suisse Hans Müller et son épouse Maria Müller, critiquent également le modèle agricole industriel en ce qu'il conduit à la perte d'autonomie de décision et de choix technique de l'agriculteur, et encouragent l'organisation de circuits courts entre production et consommation. Avec le concours du médecin autrichien Hans Peter Rush, ils mettent au point une méthode d'agriculture organique basée sur le composte de surface, les engrais verts, et l'apport de ferments pour augmenter l'activité des micro-organismes des sols (Müller, 1969; Rush, 1972).

Les enjeux de fertilité du sol, fondent également les préconisations de l'agronome anglais sir Alfred Howard dans les années 30-40. Il prône les bienfaits de l'association culture-élevage et d'une fertilisation organique respectant la vie du sol, qui est essentielle dans la résistance naturelle des plantes aux maladies et parasites (Howard et al., 1971). A la même époque au Japon, Masanobu Fukuoka, microbiologiste de formation, fonde « *l'agriculture naturelle* » (Fukuoka and Piélat, 2004), une agriculture à échelle humaine respectueuse du sol, qui vise la constitution d'un agrosystème complet se rapprochant le plus possible d'un écosystème naturel, et en cela entrant en forte résonance avec les concepts de la « *permaculture* » de Bill Mollison et David Holmgren (Mollison & Holmgren, 1986).

Dans les années 60-70, plusieurs mouvements paysans s'inspirant de ces divers travaux ont conduit à l'émergence de nombreuses associations comme la Soil Association au Royaume Uni, ou Bioland en Autriche. La plus importante d'entre elles, Nature & Progrès, est créée en France en 1964. Les agronomes, médecins et consommateurs qui la composent, rédigent en 1972 le premier cahier des charges de l'agriculture biologique énonçant ses règles et principes, et insufflent la même année la création de l'IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements).

A la fin des années 70, une vingtaine de cahiers des charges co-existent, lorsque les pouvoirs publics reconnaissent en France l'existence d'une « agriculture n'utilisant pas de produits chimiques, ni pesticides de synthèse » dans le cadre de la loi d'orientation agricole de 1980. En 1985, le logo AB est créé pour plus de lisibilité envers les consommateurs. Le mouvement se poursuit dans un objectif d'harmonisation et de transparence, jusqu'à la date charnière de 1991, avec l'adoption d'une réglementation européenne sur les productions végétales (règlement (CE) 2092/91), complétée en 1999 par un règlement sur les productions animales, puis simplifiée en 2007 par les règlements n°834/2007 et n°889/2008.

D'après le dernier texte européen en vigueur, (règlement (CE) 837/2007) « la production biologique est un système global de gestion agricole et de production alimentaire qui allie les meilleures pratiques environnementales, un haut degré de biodiversité, la préservation des ressources naturelles, l'application de normes élevées en matière de bien-être animal, et une méthode de production respectant la préférence de certains consommateurs à l'égard des produits obtenus grâce à des substances et procédés naturels ».

A l'échelle internationale, des principes similaires édictées par l'IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements), sont reconnus par la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) et transcrites dans son *Codex Alimentarius* (FAO and WHO, 2007).

Parmi les règles de base de production des systèmes certifiés en AB figurent: la non utilisation de produits de synthèse, ni d'organismes génétiquement modifiés (OGM), les rotations culturales, la lutte biologique, le recyclage des matières organiques et le lien au sol. Soit autant d'éléments en faveur des bénéfices environnementaux potentiels de l'AB qui contribuent à sa reconnaissance publique.

En 2007, dans un contexte « d'écologisation » des politiques publiques (Deverre & De Sainte Marie, 2008), le Grand Conseil d'Orientation de l'Agence Bio, lance le plan « Agriculture Biologique : horizon 2012 », également connu sous le nom de « Plan Barnier », dans le but affiché de permettre à la France d'occuper une place de leader européen avec un objectif quinquennal de triplement des surfaces (de 2% à 6 % de la SAU nationale) et un objectif à plus long terme visant à atteindre 20% d'ici 2020. Or, le constat est sans appel, fin 2012, les surfaces n'avaient fait qu'à peine doubler pour atteindre 1 032 935 ha soit 3,7 % de la SAU nationale (Agence Bio, 2013). En 2013, le relai est pris par le plan « Ambition Bio 2017 » pour donner un nouvel élan à ce mode de production et permettre le développement de l'ensemble de la filière bio, « du champ à l'assiette ». Pour développer la production, 160 millions d'€ par an entre 2014 et 2020 seront consacrés aux aides à la conversion à l'agriculture biologique et au maintien de l'agriculture biologique. Un objectif de doublement des surfaces en 5 ans est affirmé. La nécessité d'agir en particulier dans les zones où la préservation de la qualité de l'eau constitue un enjeu est posée en principe et les moyens renforcés.

Jusqu'alors l'AB était initialement peu présente sur les AAC, et très peu inscrite comme solution à développer dans l'écriture des plans d'actions, généralement peu innovants (Barataud, 2014). La difficulté des porteurs de projet à proposer/imposer l'AB dans les projets de reconquête de qualité de l'eau, en dépit du soutien public fort affiché envers ce mode de production, est en partie liée aux verrous socio-techniques exposés précédemment, dans le cadre desquels une transition (Geels & Schot, 2007; Geels, 2010) n'est envisageable que si l'ensemble des acteurs concernés (y compris ceux des filières : coopératives, transformateurs, distributeurs) se mobilisent de manière coordonnée.

## **Objectifs et plan de la thèse**

L'un des présupposés de cette thèse est que la coordination des acteurs en faveur de l'agriculture biologique passe nécessairement par une compréhension partagée de l'état des lieux et des impacts recherchés afin de justifier le niveau de changement à produire et les actions à entreprendre. Par suite, l'évaluation des résultats de scénarios d'actions proposés sur la qualité de l'eau est tout aussi cruciale. Ainsi, certains maîtres d'ouvrages qui pourraient être forces de propositions innovantes tournées vers le développement de l'AB, sollicitent un appui de rationalisation du monde de la recherche pour en évaluer le bienfondé et éventuellement permettre leur cadrage. Le peu de recherches spécifiquement dédiées à l'AB nourrit de nombreuses controverses au sujet de ses performances agronomiques et environnementales. Du fait de ce manque de références, le choix de l'AB est souvent perçu comme un acte de militantisme politique, plus que comme une alternative agronomique crédible au modèle industriel dominant.

Au cœur de ces polémiques figurent trois interrogations récurrentes : (i) pertes azotées, (ii) durabilité et (iii) productivité.

- i) Au même titre que pour les engrais de synthèse, se pose la question du niveau de contamination nitrique susceptible d'être généré par la minéralisation puis la lixiviation d'une fraction des apports organiques au sol, que ceux-ci soient issus de la fixation symbiotique (rhizodéposition et résidus de récoltes) ou proviennent d'engrais exogènes à l'exploitation (fumiers, compost, vinasses, déchets de l'industrie agroalimentaires ...).
- ii) Les origines diverses de la fertilisation organique qui peut dans une large mesure provenir des sous-produits de l'agro-industrie conventionnelle, comme les vinasses de betteraves, interrogent la durabilité des systèmes de culture biologiques (Nowak et al., 2013). En particulier, il est souvent reproché aux systèmes biologiques sans élevage d'être « sous perfusion azotée » de l'agriculture conventionnelle.
- iii) Nombreux sont ceux qui doutent de la capacité de l'agriculture biologique à satisfaire les besoins alimentaires des populations, actuels et à venir (Connor, 2013).

La première partie de cette thèse consiste précisément à apporter des éléments de réponse à ces questions, par l'acquisition de références sur les pratiques et les performances des systèmes biologiques du bassin de la Seine, et en se dotant d'outils qui permettent la comparaison des performances agro-environnementales de divers agrosystèmes. Ces outils s'appliqueront à une large gamme d'échelles d'analyse dans l'espace (des sols d'une exploitation à ceux de 140 nations) et le temps (d'un cycle de rotation culturale à la trajectoire pluri-décennale).

La seconde partie, consiste en des applications territorialisées de la démarche développée en première partie. Elle illustrera comment les outils techniques d'analyse que nous avons développés peuvent éclairer et/ou orienter des logiques d'acteurs de terrain et crédibiliser certaines alternatives qui puissent nourrir une nécessaire transition vers des agrosystèmes plus durables.

## Références

- AESN, 2014. Rapport annuel 2013.
- Agence Bio, 2013. L'agriculture biologique ses acteurs, ses produits, ses territoires (Chiffres Clés).
- Barataud, F., 2014. Accompagner les acteurs dans des démarches de protection de la ressource en eau. Analyse d'éléments clés et moyens mis à disposition (Rapport de recherche). ONEMA et INRA.
- Besson, Y., 2007. Histoire de l'agriculture biologique: une introduction aux fondateurs, Sir Albert Howard, Rudolf Steiner, le couple Müller et Hans Peter Rusch, Masanobu Fukuoka. Troyes.
- Billen, G., Barles, S., Chatzimpiros, P., Garnier, J., 2012a. Grain, meat and vegetables to feed Paris: where did and do they come from? Localising Paris food supply areas from the eighteenth to the twenty-first century. *Reg Environ Change* 12, 325–335. doi:10.1007/s10113-011-0244-7

- Billen, G., Garnier, J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry* 106, 148–160.
- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cahiers Agricultures* 22, 272–281.
- Billen, G., Garnier, J., Nemery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., Benoît, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the total Environment* 375, 80–97.
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Silvestre, M., Barles, S., Chatzimpiros, P., 2012b. Localising the nitrogen imprint of the Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9, 607–616. doi:10.5194/bg-9-607-2012
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security, SI: GFS Conference 2013* 3, 209–219. doi:10.1016/j.gfs.2014.08.003
- Bommelaer, O., Devaux, J., 2011. Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. *Collection Etudes & Documents*.
- Connor, D.J., 2013. Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world. *Field Crops Research* 144, 145–147. doi:10.1016/j.fcr.2012.12.013
- Deverre, C., De Sainte Marie, C., 2008. L'écologisation de la politique agricole européenne. Verdissiment ou refondation des systèmes agro-alimentaires ? *Review of Agricultural and Environmental Studies - Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement* 89, 83–104.
- Direction Générale de la Santé, 2012. Abandons de captages utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. Bilan Février 2012. Secrétariat d'Etat chargé de la Santé.
- Duby, G., 1954. La Revolution agricole medievale. *Revue de géographie de Lyon* 29, 361–366.
- European parliament, 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- FAO, WHO, 2007. Aliments issus de l'agriculture biologique. FAO : OMS, Rome.
- Fukuoka, M., Piélat, T., 2004. L'agriculture naturelle : theorie et pratique pour une philosophie verte. Editeur Guy Tredaniel, Paris.
- Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Martinez, A., Silvestre, M., Mounier, E., Toche, F., 2009. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) in the Seine river and basin: observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 223–233.
- Geels, F.W., 2010. Ontologies, socio-technical transitions (to sustainability), and the multi-level perspective. *Research policy* 39, 495–510.
- Geels, F.W., Schot, J., 2007. Typology of sociotechnical transition pathways. *Research Policy* 36, 399–417. doi:10.1016/j.respol.2007.01.003
- Hochereau, F., 2008. Du productivisme à l'agriculture durable. Les vicissitudes de la prise en compte des résistances variétales dans la sélection du blé., in: *Sciences, Chercheurs et Agriculture. Pour Une Histoire de La Recherche Agronomique, Collection Histoire Des Sciences. Série Etudes*. Christophe Bonneuil, Gilles Denis, Jean-Luc Mayaud, Paris, FRA, pp. 275–297.
- Howard, A., Keilling, J., Lautié, R., 1971. Testament agricole: pour une agriculture naturelle. *Vie & action; CERAB [Centre européen de recherches alimentaires et biologiques]*.

- James, C., Fisher, J., Russell, V., Collings, S., Moss, B., 2005. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater biology* 50, 1049–1063.
- Klein, C., Clauquin, P., Bouchart, V., Le Roy, B., Véron, B., 2010. Dynamics of *Pseudonitzschia* spp. and domoic acid production in a macrotidal ecosystem of the Eastern English Channel (Normandy, France). *Harmful Algae* 9, 218–226.
- Lamine, C., Meynard, J.-M., Bui, S., Messéan, A., 2010. Réductions d'intrants: des changements techniques, et après? Effets de verrouillage et voies d'évolution à l'échelle du système agri-alimentaire. *Innovations agronomiques* 8, 121–134.
- Lancelot, C., Thieu, V., Polard, A., Garnier, J., Billen, G., Hecq, W., Gypens, N., 2011. Ecological and economic effectiveness of nutrient reduction policies on coastal *Phaeocystis* colony blooms in the Southern North Sea: an integrated modeling approach. *Sci. Total Environ* 409, 2179–2191.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225–241. doi:10.1007/s10533-013-9923-4
- LEMA - Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006.
- Meynard, J.-M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M., Le Bail, M., Magrini, M.-B., Savini, I., 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures : étude au niveau des exploitations agricoles et des filières. *OCL* 20, D403. doi:10.1051/ocl/2013007
- Mollison, B., Holmgren, D. (Eds.), 1986. *Perma-culture 1: une agriculture pérenne pour l'autosuffisance et les exploitations de toutes tailles*. Debard, [Paris, FR].
- Müller, M., 1969. *Instructions pratiques pour l'agriculture organique*.
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environ. Res. Lett.* 8, 044045. doi:10.1088/1748-9326/8/4/044045
- Perrot, T., Rossi, N., Ménesguen, A., Dumas, F., 2014. Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *Journal Of Marine Systems* 132, 38–53.
- Pfeiffer, E., 1949. *Fécondité de la terre: méthode pour conserver ou rétablir la fertilité du sol, le principe bio-dynamique dans la nature*. la Science spirituelle.
- Ricci, P., Lamine, C., Messéan, A., 2011. La protection intégrée des cultures: un nécessaire changement de paradigme. *Agronomie, Environnement & Sociétés* 1, 22–31.
- Rush, H.P., 1972. *La fécondité du sol*, Le Courrier du livre. ed.
- Schott, C., Mignolet, C., Meynard, J.-M., 2010. Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture: évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine. *Oléagineux, Corps gras, Lipides* 17, 276–291.
- Steiner, R., 1924. *Agriculture, fondements spirituels de la méthode biodynamique*. Cours aux agriculteurs, Editions anthroposophiques romandes. ed.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Bleeker, A., Datta, A., 2013. The global nutrient challenge: From science to public engagement. *Environmental Development* 6, 80–85.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Vanloqueren, G., Baret, P.V., 2008. Why are ecological, low-input, multi-resistant wheat cultivars slow to develop commercially? A Belgian agricultural “lock-in” case study. *Ecological Economics* 66, 436–446.



# 1<sup>ère</sup> partie :

## Caractérisation des pratiques et comparaison d'agrosystèmes

« Si donc la nature inédite de notre agir réclame une éthique de la responsabilité à long terme, commensurable à la portée de notre pouvoir, alors elle réclame également au nom même de cette responsabilité un nouveau type d'humilité – non pas une humilité de la petitesse, comme celle d'autrefois, mais l'humilité qu'exige la grandeur excessive de notre pouvoir de faire sur notre pouvoir de prévoir et sur notre pouvoir d'évaluer et de juger. »

Hans Jonas, *Le Principe Responsabilité* (1979)



## Introduction

La caractérisation des performances de tout agrosystème passe par le choix et le paramétrage d'indicateurs, et celui des unités fonctionnelles concernés. La conversion à l'agriculture biologique qui s'appuie sur des cycles naturels longs, nécessite d'établir de nouveaux référentiels permettant l'évaluation et la comparaison sur le long terme.

Classiquement pour exprimer les performances productives d'un système de culture, on se réfère en tout premier lieu aux rendements à l'hectare, exprimés en poids brut (t/ha/an) ou en matière sèche (tMS/ha/an), ce qui correspond à la production annuelle de biomasse de la culture destinée à être vendue dans les exploitations spécialisées ou consommée par le bétail dans les exploitations de polyculture-élevage. Mais il s'agit très clairement d'un indicateur incomplet car le rendement ne dit rien des facteurs de production mis en œuvre pour l'obtenir, ni de l'efficacité d'action de ces facteurs, autrement dit des pertes environnementales occasionnées.

Notre interrogation concerne principalement les perturbations induites par l'agriculture dans le cycle de l'azote. Pour évaluer les performances agronomiques et environnementales d'un système de culture en termes d'azote, il paraît donc indispensable d'adresser simultanément la question des entrées (quantité et origine) et des sorties d'azote (protéines produites). Le concept de balance azotée, de pratique courante en agronomie, est à ce titre particulièrement indiqué, à condition d'en clarifier la signification opératoire et moyennant une critique rigoureuse de l'évaluation de certains postes.

Il convient en particulier de distinguer (Fig. 5) le bilan d'N minéral qui sous-tend le calcul de l'équilibre de fertilisation en fonction des besoins de la culture, et le bilan de surface (Soil Surface Balance, SSB) utilisé pour évaluer les pertes environnementales d'azote (Oenema et al., 2003; Beek et al., 2003; de Vries et al., 2011). C'est notamment l'approche qui est recommandée par le Ministère en charge de l'Environnement, à travers le logiciel *Nopolu* (CGDD, 2012) pour le rapportage DCE des Agences de l'Eau en matière de risques de contamination nitrique.

Le **concept de bilan de masse de l'N minéral** du sol a été développé par (Hébert, 1969) pour la fumure du blé tendre d'hiver puis complétée par (Rémy et Hébert, 1974). Aujourd'hui, cette approche est également connue sous la dénomination de « **bilan COMIFER** », du nom de l'association, le Comité Français d'Etude et de développement de la Fertilisation Raisonnée, créée en 1980 par la communauté scientifique et technique française (instituts techniques, recherche publique, organismes économiques et de développement ...) pour promouvoir et organiser la diffusion des pratiques de l'agriculture raisonnée ([www.comifer.asso.fr/](http://www.comifer.asso.fr/)). La méthode consiste à déterminer la dose d'engrais nécessaire et suffisante pour assurer des objectifs de production en comparant les besoins de la culture en azote minéral avec les différents flux qui alimentent le stock d'azote minéral dans le sol pendant la période de croissance de la culture : minéralisation nette de l'humus du sol, minéralisation des résidus de récoltes et de cultures intermédiaires et minéralisation des produits résiduels organiques (fumiers, lisiers, vinasses...). Le bilan COMIFER, tel qu'il est

utilisé en pratique, se limite à la période de croissance de la culture : il n'inclut donc pas les périodes principales de lixiviation. Néanmoins, le respect de l'équilibre de fertilisation azotée, est l'une des principales mesures prises dans le cadre de la réforme de l'application de la Directive Nitrates (arrêtés interministériels du 19 décembre 2011 et du 23 octobre 2013), pour répondre aux demandes de la Commission européenne dans le cadre de la procédure contentieuse engagée. Le bilan COMIFER sert de fondement aux règles de calcul de la dose prévisionnelle d'azote pour les cultures situées dans les zones vulnérables, afin d'éviter les cas de sur-fertilisation et ainsi de minimiser le stock d'azote minéral à la récolte.

Le **bilan d'azote des sols (SSB)**, pour une parcelle donnée, l'ensemble des sols d'une exploitation, ou d'un territoire, tient compte d'une part du total des apports azotés au sol par les engrais de synthèse, les apports organiques (fientes, vinasses, déchets verts ...), la fixation symbiotique, les dépôts atmosphériques et l'irrigation, et d'autre part des sorties d'azote par la récolte et le broutage. Intégré sur le temps long, au moins sur un cycle complet de rotation culturale pour prendre en compte les arrières effets des précédents culturels, le solde de ce bilan définit un surplus non valorisé par la production, susceptible d'être entraîné vers l'hydrosystème par le ruissellement ou l'infiltration, volatilisé sous forme ammoniacale ou dénitrifié vers l'atmosphère ou encore accumulé dans le stock de matière organique du sol. Le rapport entre la fertilisation totale et le rendement, tous deux exprimés en kgN/ha/an, permet d'évaluer de manière intégrative l'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle de la rotation culturale. Indicateur multi-scalaire, le bilan SSB permet ainsi de décrire et de prévoir les pressions exercées sur le milieu par divers systèmes de production, mais aussi d'évaluer les performances agro-environnementales de ces systèmes en examinant chacun des termes de ce bilan (le rendement, et les différents postes de fertilisation) et la nature de la relation qui les unit.

La principale difficulté méthodologique réside dans l'appréciation de la fixation d'azote atmosphérique, souvent ignorée ou sous-estimée dans les calculs de bilan. Alors qu'il est relativement aisé de recouvrer des informations sur les pratiques de fertilisation et les rendements, à partir des statistiques agricoles ou d'enquêtes chez les agriculteurs, la quantité d'azote fixée par les légumineuses nécessite d'être évaluée soit empiriquement, soit à partir de modèles mécanistes qui simulent les processus biologiques et physiques de croissance des plantes.

Dans le **chapitre 1**, nous avons mené pour 5 des légumineuses les plus communément rencontrées dans les rotations agricoles biologiques du Nord de l'Europe (luzerne, trèfle, pois, lentille, féverole), une analyse statistique des données internationales publiées sur la production de matière sèche, la teneur en azote (% N) des parties aériennes, et la fraction d'azote fixée dans les parties aériennes (%Ndfa), et dans la rhizosphère (Ndfr). L'objectif de ce travail est de proposer des relations simples et robustes pour l'estimation de la quantité d'azote fixée par les légumineuses graminées et fourragères. La prise en compte de ce terme de fixation symbiotique qui peut paraître anecdotique lorsque l'on analyse les performances des agrosystèmes modernes de l'Europe occidentale où les légumineuses n'ont plus qu'un rôle marginal, se révèle déterminante pour décrire les trajectoires passées, et penser celles à venir

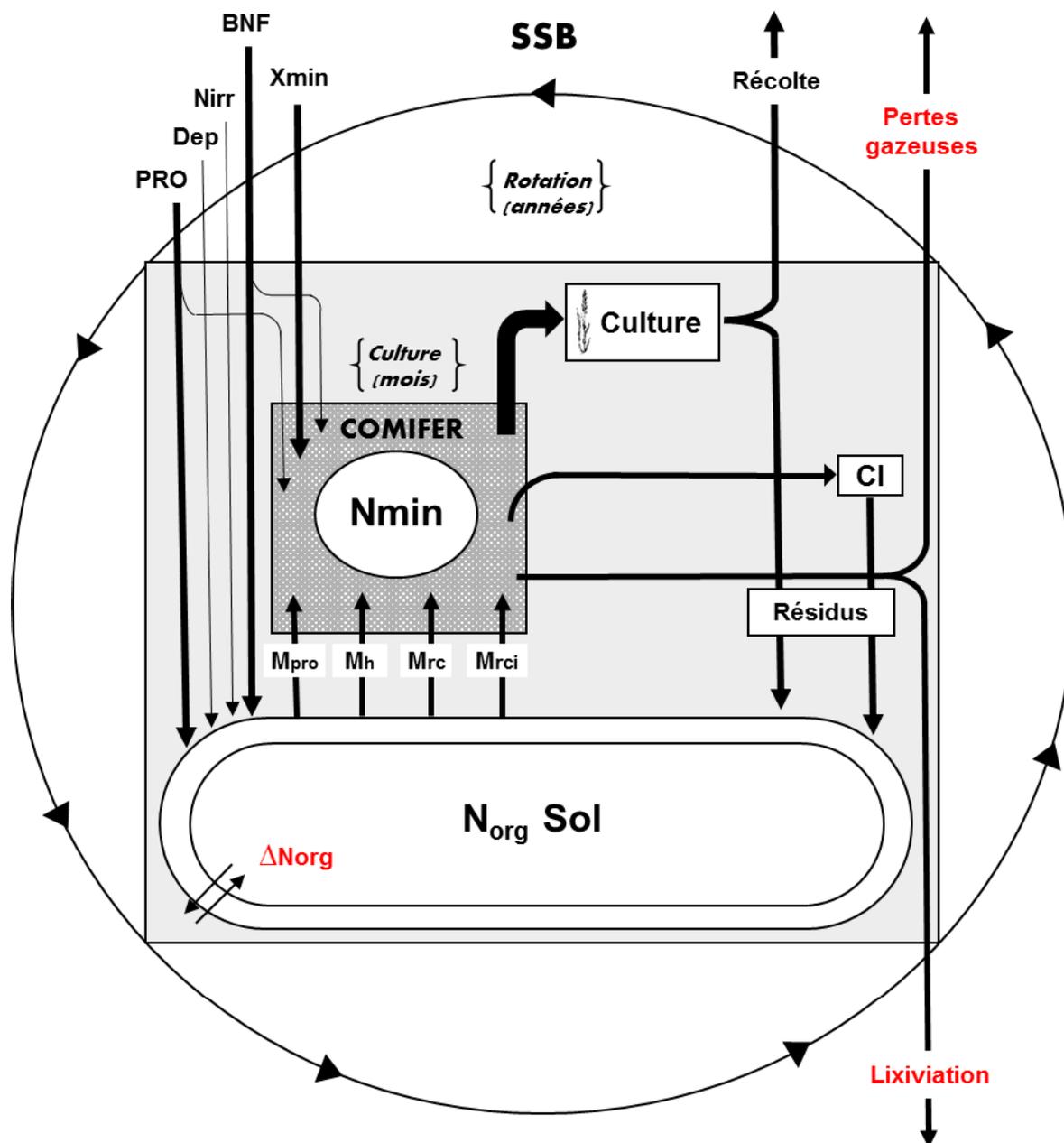
en appréhendant les performances des systèmes d'agriculture à bas intrants tels que ceux en agriculture biologique.

Le **chapitre 2**, est consacré à l'étude des trajectoires des systèmes de cultures de 124 pays sur les 50 dernières années (1961-2009), basée sur la relation fertilisation/rendement/surplus établie sur terres arables à partir des données statistiques de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Cette analyse à très large échelle a nécessité d'étendre à d'autres espèces de légumineuses (comme le soja) l'analyse bibliographique précédente sur la fixation d'azote. Elle a surtout permis d'établir un cadre méthodologique bien documenté pour l'évaluation des performances agro-environnementales, et d'en éprouver la généralité.

Dans le **chapitre 3**, le propos est recentré sur le bassin de la Seine, qui constitue l'un des territoires les plus productifs du monde. Le SSB est ici utilisé comme outil de comparaison des performances agro-environnementales des principales rotations biologiques (des systèmes canoniques de polyculture-élevage aux systèmes spécialisés en grandes cultures), et conventionnelles respectant l'équilibre réglementaire de fertilisation.

Enfin, dans le **chapitre 4**, nous explorons, sur une base empirique, la relation qui existe entre surplus, lixiviation et concentration des eaux de drainage sur terres arables et prairies permanentes. Le surplus azoté, tel que nous l'avons défini, ne mesure en effet qu'un risque de pertes environnementales (vers l'atmosphère ou l'hydrosphère). Il s'agira dans ce chapitre de définir comment cet indicateur de pression d'un système agricole, permet d'en évaluer l'impact sur les ressources en eau dans le cadre de situations réelles ou prospectives.

Cette première partie, qui repose sur trois articles (dont deux publiés et un soumis), fournit donc l'essentiel du cadre méthodologique que nous avons développé au cours de la thèse pour évaluer les performances agronomiques et environnementales de l'agriculture vis-à-vis du cycle de l'azote.



**Figure 5 :** Représentation schématique de l'inscription du bilan COMIFER dans le bilan SSB. Les différentes entrées d'N réactif total au sol du bilan SSB se font par les engrais de synthèse ( $X_{min}$ ), les produits résiduaux organiques (PRO), la fixation symbiotique (BNF), les dépôts atmosphériques (Dep) et l'irrigation (Nirr). Dans le bilan COMIFER, les différentes fournitures d'N minéral à la culture se font par l'apport de fertilisants de synthèse ( $X_{min}$ ), la minéralisation nette de l'humus du sol (Mh), la minéralisation des résidus de récoltes (Mrc) et de cultures intermédiaires (Mrci) et la minéralisation des produits résiduaux organiques (Mpro). Le bilan COMIFER s'applique à la période de croissance de la culture, typiquement du printemps (le bilan est initialisé par une mesure ou une estimation du Reliquat Sortie Hiver d'azote minéral du sol) à la récolte. Le bilan SSB s'applique à l'ensemble du cycle de rotation culturale.

## Références

- Beek, C.L. van, Brouwer, L., Oenema, O., 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, 233–244. doi:10.1023/B:FRES.0000003619.50198.55
- CGDD, 2012. L'analyse spatiale des pressions agricoles: surplus d'azote et gaz à effet de serre. (No. 113), Le point sur.
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159, 3254–3268.
- Hébert, J., 1969. La fumure azotée du blé tendre d'hiver. *Bull. Tech. Inf.* 755–766.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Rémy, J., Hébert, J., 1974. Le devenir des engrais azotés dans le sol. *Comptes Rendus Séances Académie Agric. Fr.* 700–714.



# *1*

## **La fixation symbiotique d'azote : un poste essentiel de la fertilisation**



## **Relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe**

Juliette Anglade<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>1,2</sup>, Josette Garnier<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Biogeochemistry department, University Pierre & Marie Curie, Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

<sup>2</sup> Biogeochemistry department, Centre National pour la Recherche Scientifique, Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

### **Abstract**

Management of nitrogen (N) inputs into agricultural systems is of increasing interest due to the intensive use of synthetic fertilizers in modern cash crop systems, which has caused considerable environmental damage, including nitrate contamination of surface and groundwater, eutrophication of coastal marine areas and emission of greenhouse gases. The use of legumes grown in rotations or intercropping is nowadays regarded as an alternative and sustainable way of introducing N into low-input cropping systems. In order to develop a simple tool to assess biological nitrogen fixation (BNF) by legume pulse and forages within crop rotations, we conducted a systematic literature survey with a quantitative statistical analysis intended to define a robust relationship between measurable variables and N<sub>2</sub> fixation. We found highly significant correlations between total N accumulation in shoot matter and fixed N<sub>2</sub> in forage ( $y=0.79x-0.49$ ) and grain ( $y=0.70x+1.01$ ) legumes. Accurately estimating the contribution of below-ground components is more difficult because of a lack of relevant studies. Properly assessing BNF is crucial to evaluate the possibility of diversified legume based cropping systems achieving a balance between inputs and outputs, thus ensuring both short-term productivity and long-term sustainability. For a typical 9-year organic rotation in the Paris basin alternating legumes and cereals, the soil surface balance, calculated with the relationships obtained, indicated that N fluxes were balanced, leaving a surplus of only a few kgN/ha/yr, with legumes accounting for 86% of total N inputs.

**Key words:** Legumes, legume-based organic systems, N balance, N<sub>2</sub> fixation, rhizodeposition, surplus

## 1. Introduction

Nitrogen (N) is one of the most important factors affecting crop growth worldwide. In order to sustain the world food supply, close to 100 million tons of N are fixed annually via the industrial Haber-Bosch process (Fields, 2004). This reactive form of N introduced into the environment via synthetic fertilizers has become, in areas dedicated to cash crop activities, the predominant source of anthropogenic losses altering the N cycle, in comparison to reactive N discharged from urban wastewater purification plants or nitrogen oxide emitted through motor vehicle traffic and the generation of thermal electricity (Billen et al. 2013*a, b*). This openness of the N cycle has led to a range of disturbances impacting all ecological compartments, reflected in the five-threat acronym WAGES: Water quality, Air quality, Greenhouse gas balance, Ecosystems and Biodiversity, and Soil quality (Sutton et al., 2013). Most of the cropland N surplus (excess of total fertilization over crop export) is leached to aquifers and river networks, causing severe nitrate contamination, with concentrations well above the drinking and ecological standards, as well as the overgrowth of harmful algal species in the receiving coastal marine areas (Camargo and Alonso, 2006). Throughout the aquatic continuum, natural mechanisms of nitrate elimination occur (denitrification in soils, riparian wetlands and river-bottom sediments), but these processes are accompanied by the emission of nitrous oxide, a potent greenhouse gas (Garnier et al. 2009, Garnier et al. 2014). Recently Billen et al. (2013*b*) have shown that one strategic lever for better managing the N cascade in modern agroecosystems while supplying food to a growing population would consist in the (re)localization of crop and livestock production. The introduction of legumes in semi-natural areas (grassland) and their cultivation in crop rotation alternatively with cereals or by the introduction of short duration (intercrop) legume green manures is a key factor for the redesign of integrated crop-livestock systems (Bonaudo et al. 2014, Garnier et al. 2014) and improving nitrogen use efficiency (Lassaletta et al. 2014).

Currently at the global scale, symbiotic N fixation by legumes only accounts for 13% of the total fertilization on arable land. The potential of symbiotic N fixation is largely underexploited (Peoples et al. 2009*a*). In the EU-27, protein crops (pulses) are presently grown on only 1.8% of arable land, whereas 70% of their requirement (mainly for the livestock sector scaled to meet a very high demand for meat and milk) is imported from South America. In 2011 these importations accounted for about 14% of the world-wide production of soy bean and used 15 M ha of arable land outside the EU (Bues et al., 2013). This substantial imbalance in the European agri-food system is largely due to the yield advantage of cereals (e.g. wheat, barley and maize) grown with synthetic fertilizers compared to protein crops grown in Europe. Notwithstanding, in recent years protein crop prices have increased slightly faster than wheat prices, imported soya feed has become more costly and synthetic fertilizer prices have more than doubled since 2000 (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>). Therefore, the competitive position of locally grown legumes is greatly improving. In addition to these recent economic drivers supporting a revival in protein crop production, environmental considerations speak in favour of alternative agronomical practices based on longer crop rotations involving legumes as a source of nitrogen and allowing better local coupling between cropping and livestock systems (Soussana and Lemaire 2014).

To evaluate the sustainability of such legume based farming systems, assessing biological N fixation is essential. For legume-based farms, the effectiveness of fertility maintenance depends upon the balance of N-fixing legumes and N-depleting non-legumes in the rotation. The challenge is to better understand and manage the N turnover in the soil to maximize crop yields (N productivity) while minimizing losses of reactive N to the environment. The literature analyzing the N balance in organic farming, at farm or field scales, has often reported very low or even negative surplus (Kelm et al. 2008, Blesh and Drinkwater 2013). The common sense considers these results as an indication of insufficient N supply in the cropping system (“N mining”). This is not coherent, however, with the high amount of N leaching observed. Another explanation could be an underestimation of the N surplus because of insufficient consideration of N<sub>2</sub> fixation, which is often poorly evaluated or even ignored.

Properly quantifying biological N fixation is a key factor for both economic viability and environmental performance of low-input farming systems. Agronomic experts for the Legume Futures project (<http://www.legumefutures.de/>) reported that many farmers fertilize crops after legumes as they would after any other crop and treat the legume-derived N as a bonus that supports higher yield and protein content than what is normally achieved. This means that the full potential environmental and resource benefits of protein crops are often not achieved. Field measurement of biological N<sub>2</sub> fixation is complex and costly and no methods are available for routine on-farm use. In spite of several reviews examining BNF by crops and pasture legumes (Unkovich et al. 1997, Unkovich and Pate 2000, Peoples and Baldock 2001, Peoples et al. 2001, van Kessel and Hartley 2000, Carlsson and Huss-Danell 2003, Walley et al. 2007, Herridge et al. 2008, Unkovich et al. 2010, Peoples et al. 2009b, Jensen et al. 2010, Yang et al. 2011, Unkovich 2012), there is still a strong demand for a reliable tool to estimate BNF for different crop species in various environmental conditions (with a measure of uncertainty associated to the prediction).

In this paper we selected long-standing and more recent estimates of biological N<sub>2</sub> fixation for field crops and mixed crop farming systems, with different management practices ranging from conventional to organic, among which N<sub>2</sub> fixation was reported together with shoot yield and N content of shoot, across a wide range of environments. This analysis intends to estimate the specific contributions of legume forage and crops typically grown in northern Europe (alfalfa, white and red clover, faba bean, field pea and lentil) to the soil N balance, including belowground contributions. In particular, we updated the relationships between fixed N and biomass obtained by Carlson et al. (2003) for temperate pastures. To illustrate the importance of taking into account the contribution of BNF to assess the agronomic and environmental performance of an agricultural system, we applied the fitted relationships to a typical legume-based organic rotation encountered in the specialized cropland areas of the North of France.

## 2. Material and methods

### 2.1 Collating a database on N<sub>2</sub> fixation

#### 2.1.1 *Nitrogen fixed in shoot*

Looking for relationships between measurable variables and N<sub>2</sub> fixation in shoot, we have compiled (Appendix) published data from research plots and farmers' fields for the six legume species most commonly grown in northern Europe for food, feed, forage or as green manure: alfalfa, white and red clover, faba bean, field pea and lentil. The values chosen for forage legumes were % N in shoot, % N in shoot derived from the atmosphere (% Ndfa), shoot dry matter (DM), shoot N accumulation (N<sub>shoot</sub>), shoot N fixed (N<sub>fix<sub>shoot</sub></sub>), and in addition for grain crops, grain yield, % N in grain (N<sub>gr</sub>) and the above-ground N Harvest Index (NHI) defined as the ratio between grain N content and total shoot N. Data were available for monocultured or mixed crops, for pasture legumes comprising pure legume swards or mixtures with non-legume species. We included both rain-fed and irrigated crops, but excluded very dry conditions when nodulation was limited. We also took into account a fertility gradient across several fertilization practices but not exceeding 150 kgN/ha/yr to remain consistent with farmers' practices. Finally, for legumes in pasture, we considered their management methods (grazing or mowing).

Different methods were used to measure N<sub>2</sub> fixation, because there is not a single method universally appropriate for every legume species grown under all conditions. The five most widely used methods are: N differences (ND), natural <sup>15</sup>N abundance (NA), the isotope dilution method (ID), acetylene reduction by the enzyme nitrogenase (ARA) and xylem solute (ureide). The general principle of the isotope techniques is that N<sub>2</sub> fixing species have lower δ<sup>15</sup>N values than the non-fixing control or the soil in which the tested species are grown. The procedures of the different methods and specific advantages and limitations have been studied extensively (Rennie and Rennie 1983, Chalk 1985, Shearer and Kohl 1986, Witty and Minchin 1988, Hardarson and Danso 1993, Herridge et al. 1993, Vessey 1994, Unkovich and Pate 2000, Peoples and Herridge 2002, Herridge et al. 2008, Peoples et al. 2009), and readers are referred to these publications for further detail.

It is assumed from the ND method that legume and reference crops have a similar access to soil N pools and soil N uptake despite recent ecological understanding of plant-microbe interactions and plant species effects on decomposition and mineralization (Hodge et al. 2000, Paterson 2003, Cheng 2009). Carlsson and Huss-Danell (2003) concluded that the outcome of the ND method seems to be dependent on the stand composition (for 22 experiments, monoculture ND can lead to underestimation, and inversely for mixtures, as compared to ID).

#### 2.1.2 *Nitrogen fixed in roots and rhizodeposition*

The vast majority of published data on N<sub>2</sub> fixation measure the fraction of nitrogen derived from the atmosphere (% Ndfa) in shoots only. It is now acknowledged that this causes severe underestimation because of the significant contribution of below-ground N (BGN) (Carlsson and Huss-Danell 2003, Crews and Peoples 2005, Unkovich et al. 2010, Walley et al. 2007).

BGN is defined as the sum of the root N and N rhizodeposition (N<sub>df</sub>) in the form of root lysates and exudates. The sparse values of BGN to total plant-N reported in the literature are calculated from either N rhizodeposition plus root-N or from recovered root-N alone. In recent years, different <sup>15</sup>N-labelling techniques have been developed to estimate the rhizodeposition of legume-derived N into the soil: <sup>15</sup>N<sub>2</sub>-labelling in a closed growth chamber (Ross et al. 1964), the split-root technique with <sup>15</sup>N feeding of one-half of the legume root (Sawatsky and Soper 1991), the <sup>15</sup>N stem-feeding technique, the cotton-wick method (Russell and Fillery 1996), the <sup>15</sup>N leaf-feeding technique (McNeill et al. 1997) and the soil <sup>15</sup>N dilution technique (Lory et al. 1992). In spite of this technical breakthrough, very few results have been published to date. As a starting point to evaluate the magnitude of below-ground N, we gathered published data on root N and rhizodeposition from pot and field studies.

## 2.2 Statistical analysis

All statistical analyses were conducted using R software. We first characterized our data set with classical descriptive statistics (median, interquartile range). Then we more fully compared median values of %N in shoot and % N<sub>dfa</sub> between species with Kruskal-Wallis analysis of variance by ranks and post-hoc nonparametric multiple comparisons. Since the homogeneity of variance was respected for NHI, we performed an ANOVA and a Tukey test for a multiple comparison of means between grain legumes (lentil, faba bean and pea).

The relationships between shoot dry matter yields, shoot N content and % N<sub>dfa</sub> were analysed using linear regressions on each individual species and for two groups, forage (alfalfa, clover) and pulse crops (lentil, faba bean, pea). We generated a distribution of regression slopes for each data set (species) by bootstrapping the observations with replacement (10000 replicates) and calculated the regression  $y = a + bx$  each time (Davison and Kuonen, 2003). We then calculated the overlap between the distributions (looking for species differences) by building 95 % confidence interval (Bca type, a refinement of the percentile confidence interval method) on the intercept and slope coefficients for each regression.

Wilcoxon tests were used to test for significance between BGN means of forage and grain legumes.

## 2.3 Assessing soil surface balance in a typical legume-based organic crop rotation (Northern France)

The agronomic (short-term productivity) and environmental (long-term durability) performances of a cropping system critically depend on the balance between its nitrogen fluxes. Here we examined field N inputs and outputs in a typical organic farm specialized in field crop production, alternating legumes and cereals in a 9-year rotation commonly practiced in the Paris basin. Although organic farming is less than 3% of the total agricultural land use in this area specialized in intensive crop farming (cereals, oilseed rape, sugar beet), it could be a credible alternative to the conventional input-intensive scheme sustained by pesticides and synthetic fertilizers that are costly and the main cause of severe surface and groundwater contamination, endangering the drinking water resources of Paris agglomeration (Billen et al.

2013a). Benefits of organic farming are obvious for pesticide contamination but there are still lively debates on N leaching risks, soil fertility and productivity (Benoit et al. 2014).

Among 33 cash crop organic farms surveyed through individual farmer interviews between 2011 and 2013, we chose one of these farms, following the “canonical” organic rotation beginning with 2–3 years of alfalfa, followed by 2 years of cereals, oilseed, grain legumes (lentil, faba bean, pea), and ending with 2 years of cereals. The farm selected covers 117 ha and is located on a deep loamy sand soil in the Ile-de-France region. With average yields around the median values observed in the other farms of the survey, this farm is highly representative of the whole sample of farms investigated. We used the soil surface balance (SSB) method (Oenema et al. 2003, Beek et al. 2003) extended over the whole crop rotation cycle to assess potential N losses to the environment or soil fertility degradation over the long term. The fate of the surplus can be either an increase of the soil organic matter (SOM) or a loss to the environment through volatilization, denitrification or leaching. For arable systems in temperate Europe, we showed that leaching is by far the largest component (Billen et al. 2013b).

The inputs accounted for were symbiotic fixation and atmospheric deposition, and application of manure or other organic residues. Outputs were estimated as the N content of harvested grain and forage herbage. Yield and fertilization data were obtained from interviewing the farmer, who provided analysis of the % N content of the poultry manure applied. BNF, taking into account below-ground contributions by roots and rhizodeposition, was established on the basis of the fitted linear relationships to shoot N described in this paper. Total (wet and dry) atmospheric deposition of both oxidized and reduced nitrogen was estimated from the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP, [www.emep.int/](http://www.emep.int/)).

As the organic certification was obtained in 1998, we assumed that the organic matter pool has reached steady state and that the soil surface balance approach can be applied with confidence.

### **3. Results and discussion**

#### **3.1 N fixed in shoot**

The availability of data allowed us to examine the fraction of N<sub>2</sub> fixed in shoot (% Ndfa) (Appendix). Most N<sub>2</sub> fixation data were available for clover (495 entries) and field pea (216), whereas fewer data were available for lentil (74) and faba bean (82).

Not surprisingly, %Ndfa at first appeared highly variable (Table 1-1, Fig. 1-1), as a consequence of the variety of measurement methods, variability in soil and weather conditions, and the farmer's fertilization practices or experimental treatments imposed in the different studies. Available inorganic N is often cited as one of the most important factors controlling N<sub>2</sub> fixation, but unfortunately we were unable to assess this impact because of the lack of soil N measurements and inconsistencies in the manner in which they were reported (sampling depth, bulk density, etc.).

**Table 1-1 :** Descriptive statistics of the variables contained in the data set used to estimate  $N_2$  fixation in shoot for field-grown crops and forage legumes.

Species	Shoot N (%)		Ndfa <sup>§</sup> (%)		Shoot N (kgN/ha)		Shoot DM (t/ha)		Shoot N fixed (kgN/ha)		NHI* (%)	
	n <sup>†</sup>	median (IQR) <sup>‡</sup>	n	median (IQR)	n	median (IQR)	n	median (IQR)	n	median (IQR)	n	median (IQR)
<b>Alfalfa</b>	101	<b>2.9</b> b (2.6-3.5)	120	<b>70</b> ab (60-83)	101	<b>119</b> (77-188)	123	<b>3.3</b> (2-4.6)	142	<b>70</b> (41-121)	-	-
<b>Clover</b>	327	<b>3.8</b> c (3.1-4.5)	409	<b>86</b> c (74-93)	327	<b>112</b> (44-216)	428	<b>3</b> (1.5-5.6)	495	<b>77</b> (38-158)	-	-
<b>Faba bean</b>	40	<b>2.5</b> a (2.3-3.2)	91	<b>75</b> b (68-85)	82	<b>174</b> (113-230)	42	<b>7.3</b> (4.8-9)	82	<b>139</b> (88-167)	34	<b>74</b> a (63-77)
<b>Lentil</b>	48	<b>2.2</b> a (1.9-2.4)	92	<b>66</b> a (61-74)	74	<b>96</b> (79-130)	47	<b>4.5</b> (4.1-6.6)	74	<b>71,5</b> (37-85)	55	<b>75</b> a (65-78)
<b>Pea</b>	55	<b>2.7</b> a (2.5-3)	239	<b>71</b> a (59-82)	188	<b>132</b> (87-190)	86	<b>2.35</b> (1-5.8)	216	<b>82</b> (42-121)	100	<b>75</b> a (68-82)
<b>All</b>	571	<b>3.2</b> (2.6-4)	951	<b>78</b> (65-89)	772	<b>120</b> (67-200)	726	<b>3.4</b> (1.6-6)	1009	<b>80</b> (42-139)	189	<b>75</b> (65-80)

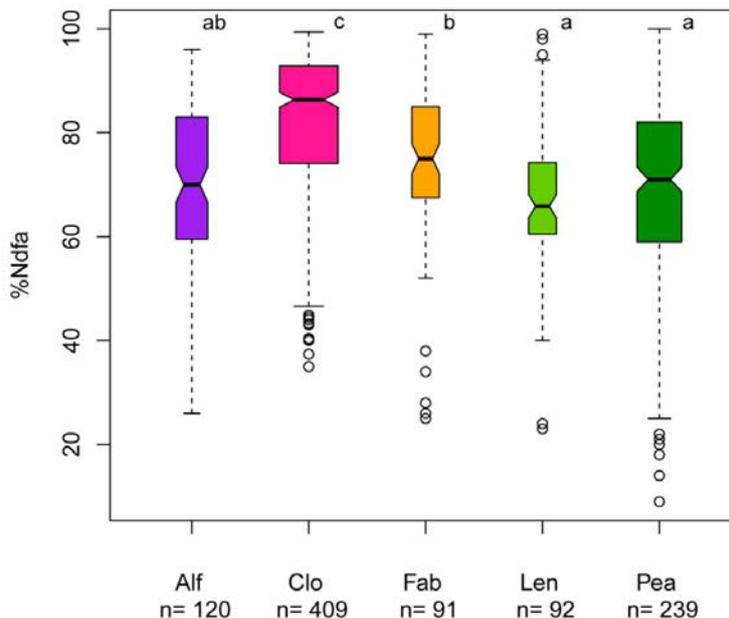
Note : Medians followed by the same letter are not significantly different according to post-hoc Kruskal-Wallis multiple comparison test (P-value <0.05)

† Number of values

‡ Interquartile range

§ Percent of shoot N derived from the atmosphere

\* N harvest Index (percent of shoot N contained in grain)



**Figure 1-1 :** Boxplot representing % Ndfa in shoot N for alfalfa (Alf), clover (Clo), faba bean (Fab), lentil (Len), and field pea (Pea). The thick dark line indicates the median value, the box represents 50% of all data. Values followed by different letters are significantly different at the 0.05 level. The area of each boxplot is proportional to the sample size.

Overall, it should be noted that among the selected publications (fertilization < 150 kgN/ha/yr), the median value of % Ndfa across all species was high (78%) and the interquartile range relatively narrow (between 65% and 89%), regardless of management and environmental circumstances. In particular, no correlation was found between % Ndfa and DM yield, an unexplained results due to the lack of comparable soil N measurements (Table 1-1).

There were significant differences in median values of % Ndfa between legume species ( $P < 0.001$ ). Clover achieved the highest median levels with 86% ( $P < 0.05$ ), whereas lentil (66%), field pea (71%) and faba bean (70%) shared similar median values ( $P > 0.05$ ) more than 10% lower. Faba bean showed an intermediate value (75%) with no significant differences with alfalfa. The highest dispersion was observed for field pea.

The values of %Ndfa we report here are similar to other studies but strengthened by a multiple comparison test (Kruskall-Wallis) which provides statistical differences between species. Walley et al. (2007) found for grain crops cultivated in the Northern Great Plains that faba bean achieved the highest median level of  $N_2$  fixation (88 % , n=10), followed by lentil (60 % , n=38) and field pea (55% , n=79) without indicating significance in the differences between species (probably linked to samples small size). At a global scale, Herridge et al. (2008) summarized %Ndfa values for legumes growing in > 800 farmers' fields in Europe, Africa, Asia, South America and Australia, taken from Peoples et al. (2008), and qualitatively grouped the legumes according to their ability to fix N. We statistically found the same categories, with lentil and field pea in the same group, different from faba bean (Table 1-1).

It appears that variations of Nfix are greater than variations in Ndfa, and variations were also large within and between studies, potentially indicating a biomass driven process. Reported

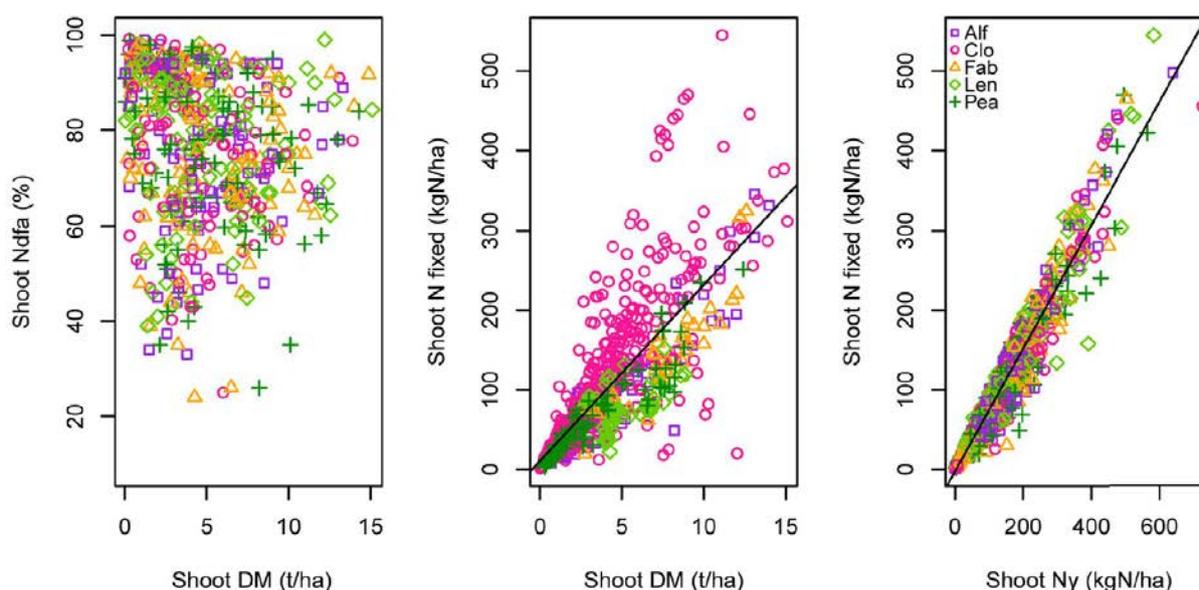
rates of  $N_2$  fixation in above-ground plant tissues reached up to 545 kgN/ha/yr in red clover, 443 kgN/ha/yr in alfalfa, but most values were less than 139 kgN/ha/yr (Table 1-1). This very wide range is in agreement with the wide range of plant productivity, expressed as shoot N, i.e. the product of shoot N concentration (%N) and dry matter production (t/ha). Across the whole data set, %N in shoot ranged from 1.5% (minimum value found for alfalfa) up to 7.4% (maximum value found for clover).

Specifically analysing variations between species, we found significant differences ( $P < 0.001$ ). Forage legumes tended to have higher N concentrations in their shoot matter. Clover showed both the highest median %N value, reaching 3.8%, and the widest relative interquartile range (37%), followed by alfalfa with a median of 2.9% and a 31% relative midspread. In contrast, median values of pulse crop legumes ( $\sim 2.5\%$ ) were not statistically different ( $P > 0.05$ ) from the other crops and presented relatively low dispersion (Table 1-1). By comparison, in their global estimate of amounts of N fixed annually by the major pulse legumes, Herridge et al. (2008), assumed lower values of %N in shoot, 2.2 % for faba bean and 2 % for both lentil and pea.

This ability of legumes to maintain N content within a narrow range over a wide range of DM production and independently of soil mineral N under conditions of low available N is clearly a function of their capacity to acquire N via an association with a rhizobial bacterium.

It is often stated that DM yield is a controlling factor of BNF, since organic substrates from photosynthesis supply energy to the bacteria ensuring  $N_2$  fixation, and hence growth. Indeed, we observed a close relationship between shoot DM and the amount of  $N_2$  fixed in shoot (Fig. 1-2, Table 1-2), as already explored in several previous studies (Peoples et al. 2001, Ledgard et al. 2001, (Carlsson and Huss-Danell, 2003, Peoples et al. 2009c, Köpke et al. 2010, Unkovich et al. 2010, Dahlin and Stenberg 2010, Schipanski and Drinkwater 2012, Unkovich 2012) (Table 1-3). However, these relationships rely on a rather limited number of observations for each species, and are most often location dependent, or valid for specific environmental and experimental conditions. The particularity of the work by Ledgard et al. (2001) should be noted as he proposed to predict the annual amount of fixed N in clover herbage (kgN/ha/yr) both from clover production and fertilizer rate. Nonetheless, the N treatment were particularly high (i.e., 200 kgN and 400 kgN), a range of fertilization rates that were excluded from our dataset.

Importantly, we found only one attempt describing and exploring the validity of such simple empirical relationships to approximate  $N_2$  fixation on broad spatial and temporal scales, on a statistical basis, but this analysis was restricted to Australian data (Unkovich et al. 2010). Similarly to Unkovich et al. (2010), we found significant differences in the regression equations obtained between pulses and forage but we reach opposite conclusion, in that forage legume tend to fix higher amount of  $N_2$  in shoot than pulses (24.5 kgN/tDM and 17.2 kgN/tDM ). This highlights the limit of this approach based on shoot DM in different regions.



**Figure 1-2 :** The left panel shows the relationship between the fraction of N in shoot derived from the atmosphere (% Ndfa) and shoot DM produced (t/ha) for grain and forage legumes grown in different geographic locations. No correlation was found ( $R^2 = 0.02$ ). The middle panel shows the relationship between shoot dry matter (t/ha) and the amount of  $N_2$  fixed in shoot (kgN/ha). The line indicates the linear regression among all data points ( $y = 22.2*DM + 10.6$ ;  $R^2 = 0.62$ ;  $n = 706$ ). The right panel shows the relationship between legume shoot total N (kg/ha) and the amount of  $N_2$  fixed in shoot (kgN/ha). The line indicates the linear regression among all data points ( $y = 0.77*Ny - 2.63$ ;  $R^2 = 0.92$ ;  $n = 860$ ). Legume species involved in the relationships are Alf: alfalfa (*Medicago sativa*); Fab: faba bean (*Vicia faba*); Len: lentil (*Lens culinaris*); Pea: pea (*Pisum sativum*), Clo: clover (including perennial and annual species *Trifolium repens*, *T. pratense*, *T. subterraneum*, *T. alexandrinum*, *T. balansa*, *T. alsike*, *T. berseem*, *T. crimson*, *T. persian*).

Our mean values for both pulses and forage were very close to that found by Peoples et al. 2001 in eastern Australia and in the range of values for pasture legumes grown in northern Europe (Carlsson and Huss-Danell, 2003) (Table 1-2, Table 1-3). Notwithstanding, looking at the width of 95 % confidence intervals for each individual legume species, the use of such relationships derived from linear regression analysis can result in substantial differences in the calculated amount of  $N_2$  fixed. Such variations in the reported values of kgN fixed/t shoot DM would be caused by differences in soil nitrate levels, experimental treatment and measurement error as well as species differences in foliage N content.

Taking into account the N concentration in shoot reduce considerably the variations as revealed by the adjusted Pearson  $R^2$  that increased from 0.65 to 0.94 for forages and from 0.79 to 0.88 for pulses. For each species, we found highly significant linear relationships between total N accumulation in shoot (N yield) and the amount of  $N_2$  derived from the atmosphere (Fig. 1-2).

The data collated from a wide range of situations indicate that, for every kgN produced in shoot, the symbiotic rhizobia is responsible for fixing on average 0.75–0.80 kgN. Consequently, factors that directly influence legume growth (water and nutrient availability,

disease and pests) are the main determinants of the amount of N<sub>2</sub> fixed. Agricultural practices that increase soil concentration of nitrate (fertilizer N, excessive tillage) or enhance competition for soil mineral N seemed less critical than is widely agreed.

We showed significant differences in the regression equations obtained between pulse crops and forage (Table 1-2), with no overlap between their confidence intervals (Fig. 1-2). The highest coefficient of determination (0.94) was obtained for forage legumes (alfalfa and clover) providing high robustness to any calculation using this equation.

**Table 1-2 :** Results of linear regression analysis across “All” legumes, “Grain” or pulse crops, “Forage” legumes and for individual legumes. Two kind of linear relationships are derived for each category for estimating N<sub>2</sub> fixed in shoot: dry matter (DM) and N yield.

Species	n <sup>†</sup>	Slope	(CI) <sup>‡</sup>	Intercept	(CI) <sup>§</sup>	R <sup>2</sup>
<b>Alfalfa</b>	123	<b>20.3*DM</b>	(17.6 ; 22.7)	<b>+2.49</b>	(-5.39 ; 10.6)	0.83
	118	<b>0.81*Ny</b>	(0.77 ; 0.86)	<b>-13.9</b>	(-20.6 ; -8.67)	0.94
<b>Clover</b>	413	<b>25.6*DM</b>	(23.0 ; 28.2)	<b>+14.0</b>	(7.29 ; 21.3)	0.65
	400	<b>0.78*Ny</b>	(0.75 ; 0.82)	<b>+3.06</b>	(-0.56 ; 7.27)	0.94
<b>Faba bean</b>	39	<b>20.5*DM</b>	(16.8 ; 25.9)	<b>-13.0</b>	(-51.7 ; 10.6)	0.79
	82	<b>0.73*Ny</b>	(0.64 ; 0.83)	<b>+5.45</b>	(-9.82 ; 19.3)	0.88
<b>Lentil</b>	47	<b>7.46*DM</b>	(3.54 ; 12.2)	<b>+39.3</b>	(11.7 ; 61.7)	0.20
	74	<b>0.64*Ny</b>	(0.60 ; 0.67)	<b>+3.32</b>	(-1.49 ; 7.14)	0.90
<b>Pea</b>	84	<b>17.6*DM</b>	(15.4 ; 19.8)	<b>+6.91</b>	(2.54 ; 11.9)	0.86
	186	<b>0.66*Ny</b>	(0.62 ; 0.70)	<b>+4.32</b>	(-0.21 ; 8.53)	0.86
<b>Forage</b>	536	<b>24.5*DM</b>	(22.4 ; 26.7)	<b>+11.0</b>	(5.42 ; 17.0)	0.65
	518	<b>0.79*Ny</b>	(0.76 ; 0.82)	<b>-0.49</b>	(-3.78 ; 3.29)	0.94
<b>Grain</b>	170	<b>17.2*DM</b>	(15.7 ; 19.3)	<b>+3.42</b>	(-4.83 ; 9.16)	0.79
	342	<b>0.70*Ny</b>	(0.67 ; 0.74)	<b>+1.01</b>	(-3.90 ; 4.96)	0.88
<b>All</b>	706	<b>22.2*DM</b>	(20.5 ; 23.9)	<b>+10.6</b>	(5.83 ; 15.3)	0.62
	860	<b>0.77*Ny</b>	(0.75 ; 0.80)	<b>-2.63</b>	(-5.79 ; 0.43)	0.92

† Number of values

‡ 95% Bca confidence intervals on the slope coefficients for shoot DM yield (t/ha) and shoot N<sub>2</sub> fixed (kgN/ha)

§ 95% Bca confidence intervals on the intercept terms for shoot DM yield (t/ha) and shoot N<sub>2</sub> fixed (kgN/ha)

**Table 1-3 :** Summary of published empirical relationships relating dry matter (DM, t/ha) to N<sub>2</sub> fixation in shoot.

Species	Regression	R <sup>2</sup>	Ref <sup>†</sup>	Comments on location, soil type, management practices
<b>All</b>	DM*0.0171+0.01	0.66	6	Australia, contrasted conditions and practices
<b>Forage</b>	DM*0.0233	-	1	Australia, contrasted conditions and practices
	DM*0.0158+1.01	0.73	6	Australia, contrasted conditions and practices
<b>Pulses</b>	DM*0.0212-1.90	0.65	6	Australia, contrasted conditions and practices
	DM*0.0170	-	1	Australia, contrasted conditions and practices
	DM*0.015 to 0.025	-	4	Overall, very contrasted conditions and practices
<b>T. repens</b>	DM*(0.0358-3.59.10 <sup>-5</sup> *Fert)	0.85	2	New Zealand, silt loam, F <sup>‡</sup> = 0,200,400 kgN/ha, mixed stands
	DM*0.025+37.2	0.63	3	Temperate regions, contrasted conditions, all observations
	DM*0.031+23.9	0.71	3	Temperate regions, contrasted conditions, grass mixtures
	DM*0.016+57.9	0.47	3	Temperate regions, contrasted conditions, monocultures
	DM*0.033+25.8	0.76	3	Temperate regions, contrasted conditions, grazed
	DM*0.025+36.5	0.59	3	Temperate regions, contrasted conditions, cut
	DM*0.036-40.661	0.76	9	Australia, contrasted conditions and practices
	DM*0.023+8.4	0.71	3	Temperate regions, contrasted conditions, all observations
<b>T. pratense</b>	DM*0.026+7.4	0.91	3	Temperate regions, contrasted conditions, grass mixtures
	DM*0.010+16.5	0.55	3	Temperate regions, contrasted conditions, monocultures
	DM*0.0198+1.1465	0.78	7	Swenden, sand soil, F=80 kgN/ha, pure stands
	DM*0.0230+0.7570	0.91	7	Swenden, sand soil, F=80 kgN/ha, mixed stands
	DM*0.0210-1.6288	0.89	7	Swenden, sand soil, F=80 kgN/ha, Intact
	DM*0.0256+0.1846	0.86	7	Swenden, sand soil, F=80kgN/ha, harvested/mulched
	DM*0.0195+2.7	0.70	8	USA, contrasted conditions and practices
	DM*0.012+38.8	0.62	3	Temperate regions, contrasted conditions, all observations
<b>M. sativa</b>	DM*0.021+16.9	0.91	3	Temperate regions, contrasted conditions, grass mixtures
	DM*0.013+12.3	0.70	3	Temperate regions, contrasted conditions, grass monocultures
	DM*0.0196+2.007	0.81	9	Australia, contrasted conditions and practices
	DM*0.0206-1.73	0.53	6	Australia, contrasted conditions and practices
<b>Field pea</b>	DM*0.0219+1.8	0.90	8	USA, contrasted conditions and practices, monocultures
	DM*0.0223+1.7	0.67	8	USA, contrasted conditions and practices, mixtures
	DM*0.023-1.5	0.79	6	Australia, contrasted conditions and practices
<b>Faba bean</b>	Grain Yield *0.0146+1.362	0.70	5	Overall, very contrasted conditions and practices

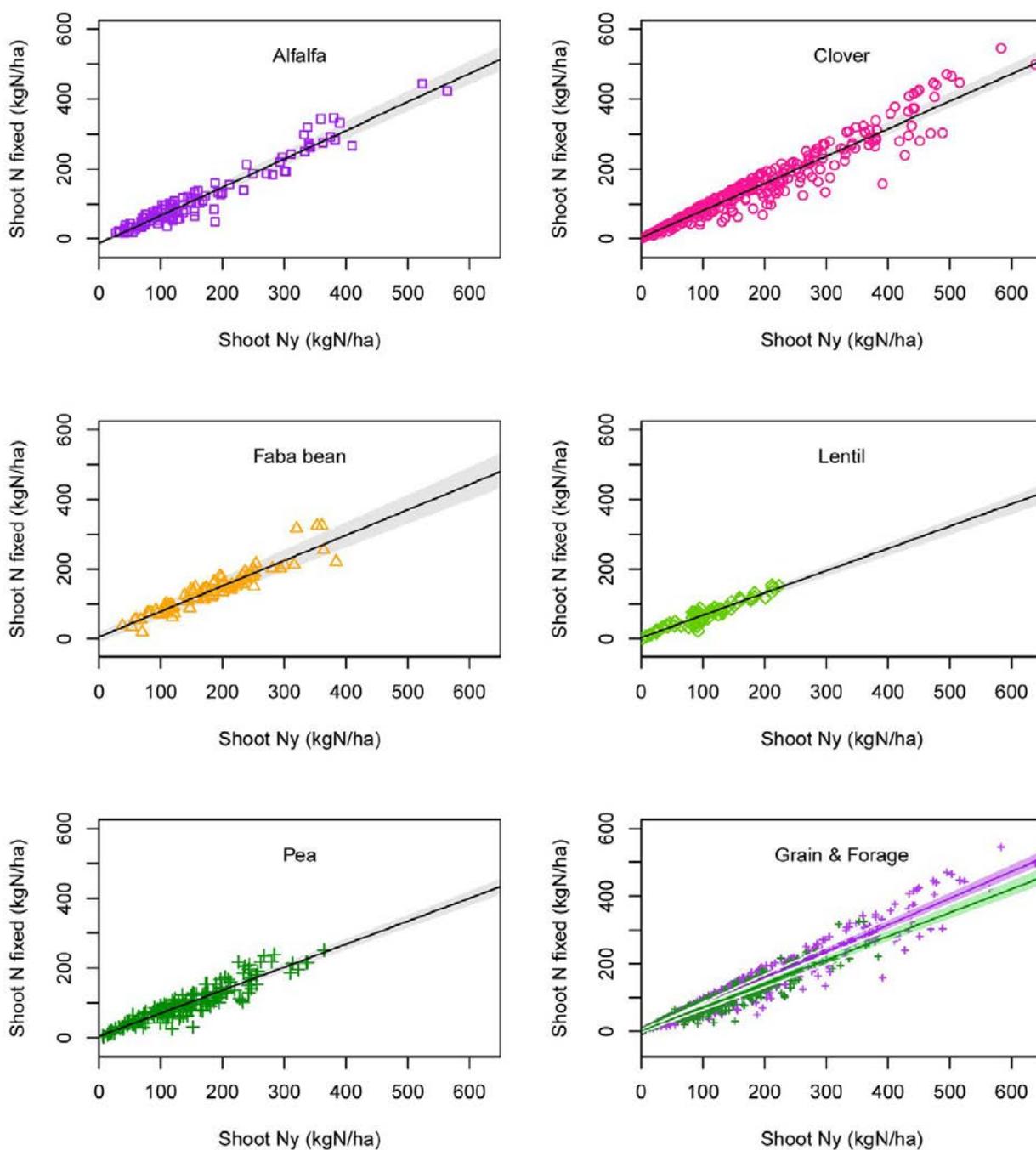
† (1) Peoples et al. 2001 ; (2) Ledgard et al. 2001 ; (3) Carlsson and Huss-Danell 2003 ; (4) Peoples et al. 2009 ; (5) Köpke et al. 2010 ; (6) Unkovich et al. 2010 ; (7) Dahlin and Stenberg 2010 ; (8) Schipanski and Drinkwater 2012 ; (9) Unkovich 2012

‡ Fertilization

As a whole, estimates of  $N_2$  fixation could be considerably improved if the above-ground biomass yield is known in conjunction with the N content of shoot, which is more easily available than Ndfa. The same also applies to grain legumes.

Also importantly, the average slope of the regression for forage legumes is lower than the slope associated to alfalfa alone. When fitting linear models, the intercept terms must be considered. A negative intercept term in the relationship between legume N yield and  $N_2$  fixed might indicate that under high mineral N availability, N accumulation in shoot begins with little or no  $N_2$  fixation. Examining the signs of the lower and upper bounds of the 95% confidence intervals for the intercept terms, for alfalfa we found a significant negative intercept (Table 1-2). This is consistent with the widespread notion that well-managed stands of alfalfa absorb residual nitrate (Russelle 1999, Yang et al. 2011), especially because of its deep root system. However, for the other species, the intercept terms were not significantly different from zero. For clover and field pea we hypothesize that the linear regression passed through the origin because they are often grown in mixture with non-legumes (grass or cereals) and thus the availability of soil mineral N would be lower than for monocultures.

The regression analyses provide a rough estimation of  $N_2$  fixation at a lower cost than direct isotopic measurements. Since the data set was derived from many different locations, from a variety of management regimes and was based on several methods (NA, ID and ND), the fitted linear models can be applied within the range of the situations explored, wider than if only obtained from local conditions.



**Figure 1-3 :** Correlations and adjusted  $R^2$  for legume shoot N yield ( $N_y$ ) and the amount of  $N_2$  fixed in shoots for two forage (alfalfa and clover) and three crop legumes (lentil, pea, faba bean). The lines indicate the fitted bootstrap linear regressions. Shaded polygons are bootstrapped 95% confidence interval based on 10 000 replications for each crop regression coefficient (slope and intercept).

### 3.2 Fixed N in aerial and below-ground parts of the plant

It is recognized that the use of shoot-based relationships would underestimate the total amount of N<sub>2</sub> fixed since it does not include below-ground contributions, comprising N associated with roots, nodules and rhizodeposition (N<sub>dfr</sub>) via exudates and decaying root cells and hyphae.

In the collated data (Table 1-4) estimates of the below-ground contributions, the partitioning of N between roots and N<sub>dfr</sub> differ greatly between authors, reflecting the effects of species, soil, climate and perhaps mostly a technical bias. Measurement of below-ground plant-derived N (BGP-N), i.e., % of total plant N that is below-ground N, is challenging because N rhizodeposits are not contained in a well-defined structure and the root system is difficult to physically recover from the soil because many of the roots are too thin to be collected by hand.

For forage legumes (i.e., alfalfa and clover), below-ground contributions ranged from 19% to 75% of total plant derived N (PDN), with a mean value of 41% ± 15 (SD). These values were on average within the same range in cereals, even though they varied widely (Wichern et al., 2008).

For pulse crop legumes, BGP-N ranged from 11% to 56%. Maximum values were recorded in the field, for low soil moisture and low fertility conditions in a no-tillage system (López-Bellido et al. 2011). According to the Wilcoxon test ( $P < 0.001$ ), the mean BGP-N value of grain crops, reaching 26% ± 10 (SD), was significantly lower than the average calculated for forage legumes. There were insufficient data for individual legume species to find robust significant differences in BGP-N as a percentage of total N, but one could expect markedly different amounts due to variations in total N accumulation. Generally, it must be noted that factors regulating the allocation of N to below-ground parts have been poorly studied (e.g., growth conditions regulating water and N availability, genotype).

Specifically regarding N<sub>dfr</sub> (at maturity), estimates varied between 1.4% and 51% of total plant N, with a mean value of 20% ± 13 (SD). Expressed as a percentage of total BGP-N, N<sub>dfr</sub> ranged from 13% for faba bean in glasshouse conditions to 98% for field pea. On average across all species, N<sub>dfr</sub> accounted for 68% ± 22 (SD) of total BGP-N. However, there were significant differences between in-field (82% ± 20 (SD)) and pot experiments under controlled conditions (56% ± 18 (SD)). Differences in root morphology may explain variations in BGP-N partitioning within roots and rhizodeposition. In pot experiments, plants have a limited soil volume, whereas in-field roots could explore a larger volume of soil with a similar root weight. Therefore, a substantial part of in-field N rhizodeposition could result from thin roots not collected by hand. Thus the several root collection protocols experimented might have contributed to the variations in the results observed in the literature, so that standardizing sampling depth would be of considerable value. As a consequence, we were not able to propose a simple estimate of total BGP-N only based on the recovery of roots.

Further sources of errors in estimating N<sub>dfr</sub> in field experiments could be attributed:

(i) to <sup>15</sup>N leaching from leaves and stems, because rainfall might cause the transfer of the tracer into the soil (Rroço and Mengel 2000) and (ii) to the effect of labelling frequency which

could substantially change the proportion of the total plant N allocated to below-ground parts (Mahieu et al. 2009). Unfortunately, the magnitude of these errors is unknown.

The high variability of the results concerning both total BGP-N and partitioning within macro-roots and rhizodeposits revealed the crucial importance of further investigations in field conditions with varying biotic and abiotic factors. Nevertheless, the collated data already provide a first step for considering the magnitude of below-ground N and gross variations between crops and forage legume species.

To obtain total N<sub>2</sub> fixation, we used mean values of BGP-N reported at maturity for grain and forage legumes as a multiplicative factors of N fixed in shoot, 1.3 and 1.7, respectively (Table 1-5). These general values can be used as a rule of thumb to predict likely inputs of fixed N, since they probably result in a more accurate estimate of total N<sub>2</sub> fixed than if they were not applied at all, ignoring root N. We also recognize that this ratio should be used with caution and should be improved from site-specific parameterizations. Indeed, it is not clear how a fix ratio might apply across grazing/cutting regimes, soils, water and nutrient availabilities or species. For example, given that rhizodeposition is deemed proportional to root biomass size (De Graaff et al. 2007), one could hypothesize that cut plants, with their shorter living root biomass, would have smaller N<sub>dfr</sub> than intact plants. Conversely, cutting may have a contrary effect, i.e. increasing N<sub>dfr</sub>, because it induces senescence and abortion of nodules and roots (Gault et al., 1995). In a field experiment on red clover, Dahlin and Stenberg (2010) have recently shown similar amounts of total BG-N in cut and uncut treatments; the decrease in biomass was compensated by an increase in N<sub>dfr</sub> in response to the cutting. Nonetheless, the proportion of BGP-N to total plant-derived N was higher in the intact plants (65%) than in harvested (53%) or mulched (49%) treatments. These results suggest that different BG factors should be applied in N<sub>2</sub> fixation estimates for N budgets of forage depending on cutting regimes.

**Table 1-4 :** Below-ground plant-derived N (BGP-N) in % of total plant-derived N (PD-N) and rhizodeposited N (N<sub>dfr</sub>) in % of BGN for different legume species.

Culture conditions	Method <sup>†</sup>	BGP-N (% of PDN)		N <sub>dfr</sub> (% of BGN)		Reference
		Mean	Range	Mean	Range	
<i>Medicago sativa</i>						
Glasshouse	<sup>15</sup> N dil.	29				(Kim et al. 1993)
Glasshouse	<sup>15</sup> N dil.	33				(Schmitt et al. 2013)
Glasshouse	root	50				(Unkovich and Pate 2000)
Field	root	25				(Fragstein 1995)
Field	root	43	(41–46)			(Pietsch et al. 2009)
Field	root	33	(27–40)			(Anthes 2005)
Field	root	63	(50–75)			(Freyer et al. 2006)
<i>Trifolium pratense</i>						
Field	<sup>15</sup> N leaf f.	42		85		(Høgh-Jensen and Schjoerring 2010)
Field	<sup>15</sup> N leaf f.	55	(49–65)			(Dahlin and Stenberg 2010)
Field	root	29				(Fragstein 1995)
Field	root	55				(Känkänen and Eriksson 2007)
<i>Trifolium repens</i>						
Chamber	<sup>15</sup> N leaf f.	30			62	(Dahlin 2004)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	26	(19–31)	49	(44 - 54)	(Dahlin and Mårtensson 2008)
Field	<sup>15</sup> N leaf f.	54			87	(Høgh-Jensen and Schjoerring 2001)
Field	root	23				(Fragstein 1995)
Field	root	22				(Kumar and Goh 2000)
Field	root	45				(Känkänen and Eriksson 2007)
Field	root	34				(Laidlaw et al. 1996)
<i>Trifolium person</i>						
Field	root	23				(Fragstein 1995)
<i>Trifolium alexandrinum</i>						
Field	root	30				(Fragstein 1995)
<i>Trifolium incarnatum</i>						
Field	<sup>15</sup> N leaf f.	42			24	(McNeill et al. 1997)
<i>Lentil</i>						
Glasshouse	root	36				(Unkovich and Pate 2000)
Field	root	14				(Walley et al. 2007)
<i>Vicia faba</i>						
Glasshouse	<sup>15</sup> N dil.	11				(Khan et al. 2007)
Glasshouse	<sup>15</sup> N-balance	30				(Khan et al. 2007)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	39				(Khan et al. 2007)
Glasshouse	root	40				(Unkovich and Pate 2000)
Glasshouse	CW	17			78	(Mayer et al. 2004)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	39			61	(Khan et al. 2002)
Glasshouse	<sup>15</sup> N dil.	11			13	(Khan et al. 2002)
Glasshouse	root	40				(Unkovich and Pate 2000)
Glasshouse	<sup>15</sup> N stem f.	41				(Rochester et al. 1998)
Glasshouse	root	15				(Fragstein 1995)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	25				(Khan et al. 2007)
Glasshouse	<sup>15</sup> N-balance	29				(Khan et al. 2007)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	28	(24–32)			(Fillery and McNeill 2001)
Glasshouse	<sup>15</sup> N stem f.	39	(38–41)			(Fillery and McNeill 2001)
Glasshouse	<sup>15</sup> N leaf f.	24				(Khan et al. 2003)
<i>Field pea</i>						
Glasshouse	CW	19	(18–21)		81	(Arcand et al. 2013)
Glasshouse	CW	16			82	(Mayer et al. 2003)
Glasshouse	SR	25	(23–27)	64	(63–65)	(Mahieu et al. 2007)
Glasshouse	CW	18	(12–26)	44	(38–47)	(Mahieu et al. 2007)
Glasshouse	SR	16			64	(Schmidtke 2005)
Chamber	SR	14			48	(Jensen 1996)
Chamber	SR	32			46	(Sawatsky and Soper 1991)
Field	CW	35			98	(Mahieu et al. 2007)
Field	CW	38	(29–56)	89	(87–91)	(Mahieu 2008)
Field	SR	30			93	(Mahieu et al. 2007)
Field	<sup>15</sup> N stem f.	39	(36–41)	89	(88–89)	(Wichern et al. 2007a)
Field	<sup>15</sup> N stem f.	32	(30–34)	82	(76–87)	(Wichern et al. 2007b)
Field	root	24				(Fragstein 1995)
Field	root	15	(11–20)			(Izaurrealde et al. 1992)
Field	root	25				(Armstrong et al. 1994)

† Methods are: root: physical recovery of roots; 15N dil.: dilution of 15N-enriched soil; 15N stem f.: stem feeding technique; 15N leaf f.: leaf feeding technique; CW: cotton-wick; SR: split-root technique.

**Table 1-5** : Summary of total plant N contained as below-ground N (roots + rhizodeposits) at maturity for individual species and forage and grain groupings (mean ± SD), and associated multiplicative factors (BG factor) to obtain total N<sub>2</sub> fixation.

Species	BGP-N	BG factor
	(%of PDN)	
	Mean ± SD	
<b>Alfalfa</b>	39 ± 13	<b>1.7</b>
<b>Clover</b>	37 ± 12	<b>1.7</b>
<b>Lentil</b>	25 ± 15	<b>1.3</b>
<b>Faba bean</b>	28 ± 11	<b>1.4</b>
<b>Field pea</b>	24 ± 9	<b>1.3</b>
<b>Forage</b>	41 ± 15	<b>1.7</b>
<b>Grain</b>	26 ± 10	<b>1.3</b>
<b>Total</b>	30 ± 12	<b>1.4</b>

### 3.3 Implications on organic N balances (Northern France)

#### 3.3.1 Amounts of N<sub>2</sub> fixation and N net inputs

We have shown above that amounts of N<sub>2</sub> fixed could be estimated with reliability by simple linear relationships with N yields:

$$\text{BNF (kgN/ha/yr)} = [\alpha_{\text{cult}} * \frac{Y}{\text{NHI}} + \beta_{\text{cult}}] * \text{BGN}$$

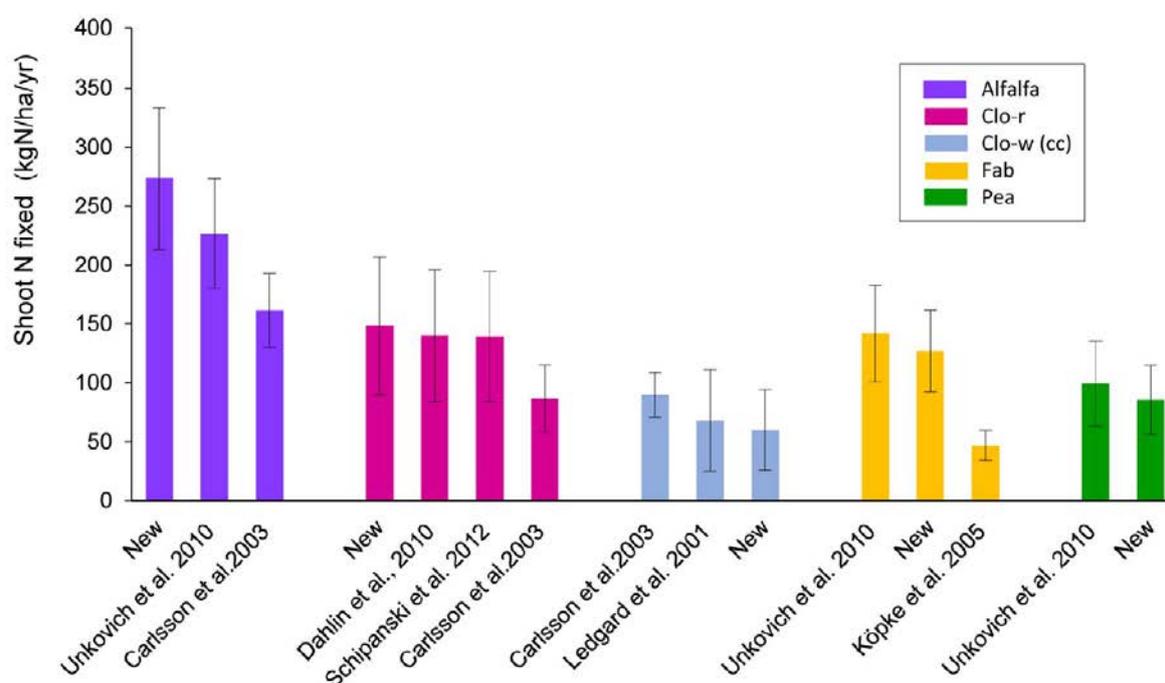
where  $\alpha_{\text{cult}}$  and  $\beta_{\text{cult}}$  are the slope and intercept coefficients depending on culture determined by regression analysis (Table 1-2),  $Y$  is the harvested yield (expressed in kgN/ha/yr), NHI is the N harvest index, defined as the ratio of the harvested material to the total above-ground production, and BGN is a multiplicative factor to take into account below-ground contributions, comprising N associated with roots, nodules and rhizodeposition that we set to 1.3 and 1.7 for grain and forage legume respectively (Table 1-5).

Hereafter we illustrate the expected variations in total N<sub>2</sub> fixed for a range of legume crops frequently cultivated in the North of France, namely alfalfa, red clover, white clover (cover crop), lentil, pea and faba bean.

The mean N yields obtained in 33 organic farms located in the North of France (*Anglade, personal observation*) are gathered in Table 1-6. Values ranged from 37 kgN/ha/yr for lentil to 567 kgN/ha/yr for alfalfa.

In order to make comparisons between our findings and previous estimates of the amount of N fixed from shoot DM, we applied the most commonly used formulae for those different legume

crops (Fig. 1-4, Table 1-3). We only compare the results of N<sub>2</sub> fixed in shoot, as below-ground component was not or differently included in the previous studies. For pulses (field pea and faba bean) an harvest index of 0.5 was used to determine shoot DM from grain yields (Lecoeur and Sinclair 2001, Reining 2005). The main difference between our new calculation based on shoot N yield and previous estimations based on shoot DM is observed for alfalfa, with around 40 % less N fixed with Carlsson and Huss-Danell (2003) formula. As in the surveyed farms, alfalfa and clovers are grown as monocultures, we applied Carlsson and Huss-Danell (2003) relationships derived for monoculture stands, despite the authors pointed out that their regression approach is more suited to legumes growing in mixture with non-legume. Alfalfa still appears as a key component of organic legume-based rotation. This discrepancy would be even more accentuated if adding below-ground component.



**Figure 1-4 :** Amounts of N fixed in shoot for legumes commonly grown in legume-based organic rotation namely (alfalfa, red clover, white clover as cover crop, faba bean and field pea) for a range of yields obtained in 30 organic farms specialized in field crop production in the Paris basin (France). Error bars indicate  $\pm 1$  standard deviation.

The calculation of N fixation with our new relationships clearly shows that alfalfa and clover fix higher amounts than pulse crop species. Within grain crops, faba bean revealed a slightly higher amount of fixed N. The discrepancy between alfalfa and clover was due to differences in cutting regimes, because in this area red clover is generally grown as green manure, whereas alfalfa was harvested from three or four cuts per season. White clover used as a cover crop between winter and spring cash crops is able to fix similar amounts of N as in-field pea.

The net N input (NNI), calculated by subtracting N harvested in grain or in herbage from the estimated total N input (including BGP-N) derived from N<sub>2</sub> fixation, highlights the value of

legume intercrop to maintain soil fertility. Thus, for an average white clover cover yield of 2 TDM/ha, the NNI is 102 kgN/ha which is twice the average value for faba bean and ten times greater than lentil. Given these high values, legume cover crops inserted between cash crops could be an option for improving N fertility while maintaining a cash crop every year, alternating winter with spring crops. Such estimates are of direct economic interest for farmers, in particular in livestock-free organic farming systems, owing to the high costs of imported organic fertilizers (poultry manure, vinasse ...) and/or the immediate loss of income using annual fertility-building leys when no outlet is possible in the absence of breeding activity in the vicinity. As the quantity of fixed N is highly dependent upon N yield, it could be of particular interest to undersow the legume cover crops at the beginning of spring in an established winter wheat crop and to maintain it after wheat harvest until its incorporation into soil by plowing at the end of winter. Amossé et al. (2014) have recently confirmed the positive contribution of relay intercropping a legume cover crop (RIL) on N dynamics in organic grain systems. Further, it should be noted that RIL and fertility-building leys were not the only methods to contribute to maintaining soil N fertility. Contrary to the statement that the potential addition of N to the soil N pool by pulse crop legumes was very low or even negative (Carranca et al. 1999), here all estimates of NNI were positive, even though high above-ground NHI values (0.75 for grain crops and 0.9 for alfalfa) were assumed.

**Table 1-6 :** Estimates of average N fixed and N net inputs (fixed N – harvested N) from legume yields obtained in 30 organic farms specialized in field crop production in the Paris basin (France). Values are mean ± SD.

Species	Grain or herbage	BNF in shoot	Total BNF	N harvest	Net N input
	DM yield (t/ha)	(kgN/ha/yr)	(kgN/ha/yr)	(kgN/ha/yr)	(kgN/ha/yr)
	mean ± SD†	mean ± SD	mean ± SD	mean ± SD	mean ± SD
<b>Alfalfa</b>	10.3 ± 2.2	274 ± 60	465 ± 102	320 ± 67	146 ± 35
<b>Red clover</b>	7.0 ± 2.8	148 ± 59	252 ± 100	-	252 ± 100
<b>White clover (CC)†</b>	2.0 ± 1.2	60 ± 41	102 ± 16	-	102 ± 16
<b>Faba bean</b>	3.1 ± 0.9	127 ± 35	165 ± 45	125 ± 36	40 ± 9
<b>Field pea</b>	2.4 ± 0.9	85 ± 29	111 ± 38	92 ± 33	19 ± 5
<b>Lentil</b>	1.1 ± 0.3	40 ± 11	52 ± 15	43 ± 13	9 ± 1

† CC means cover crop; the other species are grown as a main crop

### 3.3.2 N use efficiency and N surplus over a typical organic crop rotation

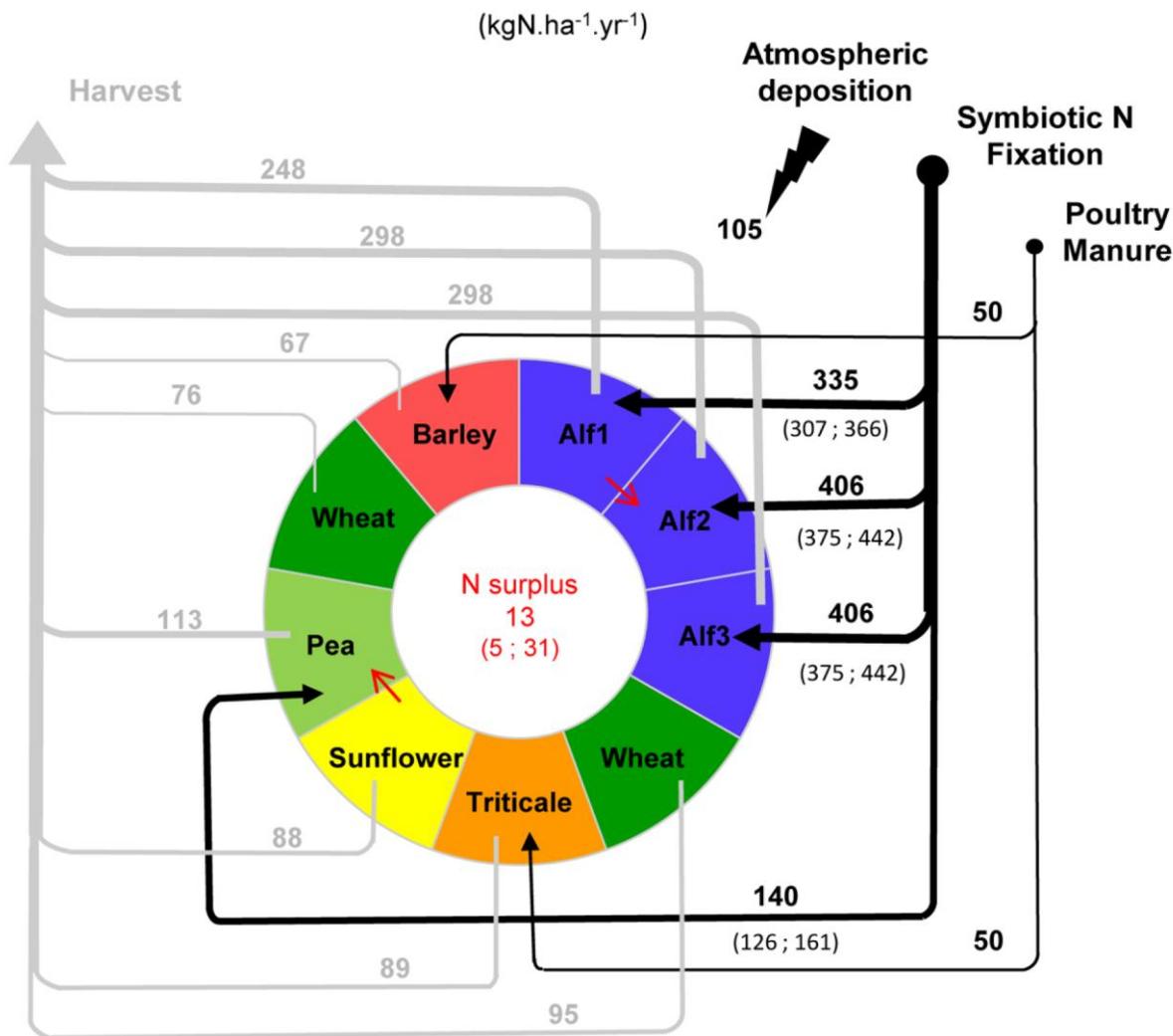
Understanding the flow of N at the field level is a crucial indicator of directional changes toward deficits or surplus and therefore of the potential for soil degradation or environmental losses (Drinkwater and Snapp 2007). In this section, we question the ability of legume-based cropping systems to reach high yields, sustain soil fertility and minimize N losses, using on-farm data from the above-mentioned typical organic rotational system used in the North of France, and the relationships previously obtained to estimate N<sub>2</sub> fixation. The 9-year crop succession surveyed began with 3 years of alfalfa harvested (three cuts every year at a height of 7-8 cm) and sold to dehydration plants making pellets for animal feed, followed by an unfertilized wheat crop, a second cereal (triticale) accompanied by exogenous fertilization (poultry manure), then 1 year of a less N-demanding crop of sunflower, 1 year of field pea, and

finished with 2 years of cereals, wheat and barley, the second again receiving a small amount of poultry manure (Fig. 1-5).

At the entire rotation scale, the nitrogen use efficiency (NUE), defined as the ratio between the amounts of N exported from field in crop products to total nitrogen inputs, reached 88%. With a surplus of 21 kgN/ha/yr, the farming system seems sustainable because it does not suffer from a lack of N (although periodic yields shortfalls may occur) and potential environmental N losses, i.e. nitrate leaching and/or greenhouse gas emissions, are relatively low. This holds true especially when compared with conventional-field 3-year crop rotations in the same area, in which surpluses are mostly between 40 kgN/ha/yr and 100 kgN/ha/yr (Billen et al. 2013a) even if the appropriate rate of synthetic fertilizers are applied in compliance with the EU Nitrate Directive.

In this organic rotation, on average 87% of total N inputs originated from N<sub>2</sub> fixation. Of these, about 90% came from BGP-N and residues of the alfalfa stands, and the last 10% came from pea. The remaining 13% of total N inputs equally derived from exogenous poultry manure (6%) and atmospheric deposition (7%). Legumes were further responsible for high N yields over the whole crop rotation, 152 kgN/ha/yr, an integrated productivity which equalizes that of conventional systems, at similar total fertilization rates, mostly coming from Haber Bosch production (Anglade et al. 2013).

Based on global estimates of N fixation by the particular crops, it was estimated that 70% of the harvested N was contained in legumes, of which 90% was exported in alfalfa. It should be borne in mind, however, that a large variety of organic farms exists, differing in N sources and crop rotations.



**Figure 1-5:** Soil surface balance in a typical organic crop rotation on a deep loamy sand soil in the Ile-de-France region. The black arrows show total N inputs via manure, symbiotic fixation and atmospheric deposition on arable land. The grey arrows are for harvested N. In the centre of the diagram appears the N surplus ( $N$  inputs- $N$  harvested) integrated over the entire rotation. The  $N$  flows are mean values expressed in kgN/ha/yr.

Because symbiotic nitrogen fixation is clearly the greatest source of uncertainty in the N-balance calculation, we conducted a simple sensitivity analysis to determine how the N surplus would vary with changes in the amount of N biologically fixed from the atmosphere.

The primary source of variability lies in the BGP-N (root N + N<sub>dfr</sub>) contribution. When considering the fixed N in aerial parts only, the balance over the entire rotation shows an apparently huge deficit (-38 kgN/ha/yr), thus emphasizing the critical need to take into account below-ground contributions. As mentioned in section 3.2, more experimental data on N<sub>dfr</sub>, especially in field conditions, would greatly improve the reliability of N balances to assess the long-term agronomical and environmental performance of legume-based systems.

The second source of variability in our estimate of BNF is linked to the 95% confidence interval associated with the regression coefficients (slopes and intercepts). Depending on the

application of the lower or upper bound of the intervals for alfalfa and field pea, the calculated N surplus of our chosen organic rotation ranges from 12 kgN/ha/yr to 39 kg/ha/yr, so that the lower limit was still positive, and the upper limit hardly reached the lower range of conventional surpluses. This work highlights the necessity to give an estimate of uncertainty associated to the use of such linear relationships to approximate symbiotic N<sub>2</sub> fixation and estimate mid and long term N balance. Applying the relationships between biomass and N fixed in shoot proposed by Carlsson and Huss-Danell (2003) (Table 1-3) for forage legumes, provides very different results on the amounts of N fixed by alfalfa. Thus considering the entire rotation, we would reach opposite conclusions with a very negative calculated N surplus (-56 kgN/ha/yr), which seems very unlikely. Even correcting the estimate by taking into account our coefficients of below-ground contributions, the N balance would still remain negative (-15 kgN/ha/yr).

## 4. Conclusions

Gathering published data from temperate regions around the world allows the determination of strong relationships between shoot N yields (or shoot DM) and the amount of fixed N, which provides a useful empirical rule for farmers, managers and researchers to straightforwardly estimate net N inputs. Indeed, the knowledge of the above-ground biomass yield in conjunction with the N content of shoot could have strong management implications for estimating N balance over the medium to long term and adjusting inputs when needed, to be in compliance with the EU Nitrate Directive for example, or more simply by reducing the proportional charges linked to fertilizers prices. Today the protein content of wheat is widely tested to comply with bakery industrial requirements; one could imagine, individual analysis or measurement programmes to determine legume shoot N content in order to consolidate regional references. This would be quite easy and considerably less expensive than isotopic measurements.

The accurate quantification of BNF increases the relevance of soil surface balances in comparing the agronomical and environmental performance of different farming systems. Therefore, N surplus could constitute a robust ecological metric for agricultural policy makers (Blesh and Drinkwater 2013). Nonetheless, many questions remain to accurately estimate BNF mainly due to uncertainties in the below-ground contribution. Conclusions on whether legumes could sustain a positive N balance in organic crop successions greatly depend upon the magnitude of plant-derived N contained in roots and rhizodeposits.

### Acknowledgements

The PIREN-Seine programme is greatly acknowledged for partly funding this study. This work was also carried out within the ANR-ESCAPADE project. We greatly thank the farmers who kindly accepted to be interviewed, and two anonymous reviewers for their constructive suggestions.

## References

- Amossé, C., M.-H. Jeuffroy, B. Mary, and C. David. 2014. Contribution of relay intercropping with legume cover crops on nitrogen dynamics in organic grain systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 98, 1–14.
- Anglade, J., G. Billen, and J. Garnier. 2013. Agronomical and environmental performances of organic farming, France, in: NJF Seminar 461. Bredsten, p. 43.
- Beckie, H. J., and S. A. Brandt. 1997. Nitrogen contribution of field pea in annual cropping systems. 1. Nitrogen residual effect. *Canadian Journal of Plant Science* 77, 311–322.
- Van Beek, C. L., L. Brouwer, and O. Oenema. 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67, 233–244.
- Benoit, M., J. Garnier, J. Anglade, and G. Billen. 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*.
- Billen, G., J. Garnier, M. Benoit, and J. Anglade. 2013a. The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France. *Cahiers Agricultures* 22, 272–281.
- Billen, G., J. Garnier, and L. Lassaletta. 2013b. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B, Biological Sciences*. doi:10.1098/rstb.2013.0123
- Bonaudo, T., A. B. Bendahan, R. Sabatier, J. Ryschawy, S. Bellon, F. Leger, D. Magda, M. Tichit. 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57, 43–51.
- Brockwell J., R. R. Gault, M. B. Peoples, G. L. Turner, D. M. Lilley, and F. J. Bergersen. 1995. N<sub>2</sub> fixation in irrigated lucerne grown for hay. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 589–594.
- Bues, A., S. Preissel, M. Reckling, P. Zander, T. Kuhlman, K. Topp, C. A. Watson, F. Stoddard, and M. Bokem. 2013. The environmental role of protein crops in the new Common Agricultural Policy (D4 Published development or research report). European Parliament, Directorate General for Internal Policies, Policy Department B: Structural and Cohesion Policies, Agricultural and Rural Development.
- Burity, H.A., T. C. Ta, M.A. Faris, and B. E. Coulman. 1989. Estimation of nitrogen fixation and transfer from alfalfa to associated grasses in mixed swards under field conditions. *Plant Soil* 114, 249–255.
- Camargo, J.A., and Á. Alonso. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 32, 831–849.
- Carlsson, G., and K. Huss-Danell. 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253, 353–372.
- Carranca, C., A. de Varennes, and D. Rolston. 1999. Biological nitrogen fixation by fababean, pea and chickpea, under field conditions, estimated by the <sup>15</sup>N isotope dilution technique. *European Journal of Agronomy* 10, 49–56.

- Chalk, P., 1985. Estimation of N<sub>2</sub> fixation by isotope dilution: an appraisal of techniques involving <sup>15</sup>N enrichment and their application. *Soil biology & biochemistry* 17, 389–410.
- Chen, W., W.P. McCaughey, and C. A. Grant. 2004. Pasture type and fertilization effects on N<sub>2</sub> fixation, N budgets and external energy inputs in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 1205–1212.
- Cheng, W. 2009. Rhizosphere priming effect: Its functional relationships with microbial turnover, evapotranspiration, and C-N budgets. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1795-1801.
- Clark, D. A., D. C. Causley, and R. W. Brougham. 1979. VI. Manawatu Plains, Kairanga. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture* 7, 23–25.
- Clayton, G.W., W. A. Rice, N. Z. Lupwayi, A. M. Johnston, G. P. Lafond, C. A. Grant, and F. Walley. 2004. Inoculant formulation and fertilizer nitrogen effects on field pea: Nodulation, N<sub>2</sub> fixation and nitrogen partitioning. *Canadian journal of plant science* 84, 79–88.
- Corre-Hellou, G., and Y. Crozat. 2005. N<sub>2</sub> fixation and N supply in organic pea (*Pisum sativum* L.) cropping systems as affected by weeds and pea weevil (*Sitona lineatus* L.). *European Journal of Agronomy* 22, 449–458.
- Cowell, L. E., E. Bremer, and C. V. Kessel. 1989. Yield and N<sub>2</sub> fixation of pea and lentil as affected by intercropping and N application. *Canadian Journal of Soil Science* 69, 243–251.
- Crews, T., and M. Peoples. 2005. Can the Synchrony of Nitrogen Supply and Crop Demand be Improved in Legume and Fertilizer-based Agroecosystems? A Review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 101–120.
- Crush, J. R., G. P. Cosgrove, and R. W. Brougham. 1983. Nitrogen fixation during 1979–81 in 2 pastures on the Manawatu Plains. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture* 11, 17–20.
- Dahlin, A. S., and M. Stenberg. 2010. Cutting regime affects the amount and allocation of symbiotically fixed N in green manure leys. *Plant and soil* 331, 401–412.
- Davison, A. C., and D. Kuonen. 2003. An introduction to the Bootstrap with Applications in R. *Statistical Computing and Statistical Graphic Newsletter* 13(1).
- De Graaff, M., J. Six, and C. Van Kessel. 2007. Elevated CO<sub>2</sub> increases nitrogen rhizodeposition and microbial immobilization of root-derived nitrogen. *New Phytologist* 173, 778–786.
- Denton, M. D., D. J. Pearce, and M. B. Peoples. 2013. Nitrogen contributions from faba bean (*Vicia faba* L.) reliant on soil rhizobia or inoculation. *Plant Soil* 365, 363–374.
- Deprez, B., R. Lambert, C. Decamps, A. Peeters, A. Lüscher, B. Jeangros, W. Kessler, O. Huguenin, M. Lobsiger, and N. Millar. 2004. Nitrogen fixation by red clover (*Trifolium pratense*) and lucerne (*Medicago sativa*) in Belgian leys., in: *Land Use Systems in Grassland Dominated Regions. Proceedings of the 20th General Meeting of the European Grassland Federation, Luzern, Switzerland, 21–24 June 2004.* vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zurich, pp. 469–471.
- Dhamala, N. R., 2012. Effect of varietal and species diversity on nitrogen fixation and nitrogen cycling in an organic faba bean spring wheat intercropping system.

- Drinkwater, L. E., and S. S. Snapp. 2007. Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy* 92, 163–186.
- Edmeades, D.C., and K. M. Goh. 1978. Symbiotic nitrogen fixation in a sequence of pastures of increasing age measured by a  $^{15}\text{N}$  dilution technique. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 21, 623–628.
- Elgersma, A., and J. Hassink. 1997. Effects of white clover (*Trifolium repens* L.) on plant and soil nitrogen and soil organic matter in mixtures with perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil* 197, 177–186.
- Elgersma, A., H. Schlepers, and M. Nassiri. 2000. Interactions between perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.) under contrasting nitrogen availability: productivity, seasonal patterns of species composition,  $\text{N}_2$  fixation, N transfer and N recovery. *Plant and Soil* 221, 281–299.
- Eltilib, A.M., and S. F. Ledgard. 1988. Production and nitrogen fixation by “Grasslands Kopu” and “Grasslands Huia” white clovers under different nitrogen regimes. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 31, 325–330.
- Fan, F., F. Zhang, Y. Song, J. Sun, X. Bao, T. Guo, and L. Li. 2006. Nitrogen Fixation of Faba Bean (*Vicia faba* L.) Interacting with a Non-legume in Two Contrasting Intercropping Systems. *Plant Soil* 283, 275–286.
- Farnham, D. E., and J. R. George. 1993. Dinitrogen fixation and nitrogen transfer among red clover cultivars. *Canadian Journal of Plant Science* 73, 1047–1054.
- Fields, S., 2004. Global Nitrogen: Cycling out of Control. *Environ Health Perspect* 112, A556–A563.
- Frankow-Lindberg, B. E., and A. S. Dahlin. 2013.  $\text{N}_2$  fixation, N transfer, and yield in grassland communities including a deep-rooted legume or non-legume species. *Plant Soil* 370, 567–581.
- Freyer, B., G. Pietsch, J. Friedel, S. Kikuta, W. Loiskandl, W., and A. Strauss-Sieberth. 2006. Biological nitrogen fixation of different legume species under water stress (Field Trial - Final report No. Component B). University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria.
- Garnier, J., P. Passy, J. Anglade, G. Billen, M. Benoit, C. Schott, L. Lassaletta, and M. Silvestre. 2014. Reconnecting crop farming and cattle breeding for a reduction of nitrogen losses in an intensive agricultural watershed *in* Cordovil C.M.d.S., editors. *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge : Building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security, 30 th Jun-3rd Jul 2014, Lisboa, Portugal*, pp 427-428.
- Garnier, J., G. Billen, G. Vilain, M. Benoit, P. Passy, G. Tallec, J. Tournebize, J. Anglade, C. Billy, B. Mercier, P. Ansart et al. 2014. Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural watersheds: lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management* 144, 125-134.
- Garnier, J., G. Billen, G. Vilain, A. Martinez, E. Mounier, M. Silvestre, and F. Toche. 2009. Nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) in the Seine river and basin: observations and budgets. *Agriculture Ecosystem Environment*. 133 : 223–233.

- Gault, R., M. Peoples, G. Turner, D. M. Lilley, J. Brockwell, and F. Bergersen. 1995. Nitrogen fixation by irrigated lucerne during the first three years after establishment. *Crop and Pasture Science* 46, 1401–1425.
- Ghaley, B.B., H. Hauggaard-Nielsen, H. Høgh-Jensen, and E. S. Jensen. 2005. Intercropping of Wheat and Pea as Influenced by Nitrogen Fertilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 201–212.
- Giambalvo, D., P. Ruisi, G. Miceli, A. S. Frenda, and G. Amato. 2011. Forage production, N uptake, N<sub>2</sub> fixation, and N recovery of berseem clover grown in pure stand and in mixture with annual ryegrass under different managements. *Plant and Soil* 342, 379–391.
- Hansen, J. P., and F. P. Vinther. 2001. Spatial variability of symbiotic N<sub>2</sub> fixation in grass-white clover pastures estimated by the <sup>15</sup>N isotope dilution method and the natural <sup>15</sup>N abundance method. *Plant and Soil* 230, 257–266.
- Hardarson, G., and S. K. A. Danso. 1993. Methods for measuring biological nitrogen fixation in grain legumes. *Plant Soil* 152, 19–23.
- Hardarson, G., S. K. A. Danso, F. Zapata, and K. Reichardt. 1991. Measurements of nitrogen fixation in fababean at different N fertilizer rates using the <sup>15</sup>N isotope dilution and “A-value” methods. *Plant Soil* 131, 161–168.
- Hauggaard-Nielsen, H., S. Mundus, and E. S. Jensen. 2009. Nitrogen dynamics following grain legumes and subsequent catch crops and the effects on succeeding cereal crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84, 281–291.
- Hauggaard-Nielsen, H., B. Jørnsgaard, J. Kinane, E. S. Jensen, H. Hauggaard-Nielsen, B. Jørnsgaard, and J. Kinane. 2008. Grain legume-cereal intercropping: The practical application of diversity, competition and facilitation in arable and organic cropping systems. *Renewable Agriculture and Food Systems (Print Edition)* 23, 3–12.
- Hauser, S., 1992. Estimation of symbiotically fixed nitrogen using extended N difference methods. *Biological Nitrogen Fixation and Sustainability of Tropical Agriculture*. Eds. K Mulongoy, M Gueye and DSC Spencer 309–321.
- Haynes, R. J., R. J. Martin, and K. M. Goh. 1993. Nitrogen fixation, accumulation of soil nitrogen and nitrogen balance for some field-grown legume crops. *Field Crops Research* 35, 85–92.
- Herridge, D. F., M. B. Peoples, and R. M. Boddey. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18.
- Herridge, D. F., O. P. Rupela, R. Serraj, and D. P. Beck. 1993. Screening techniques and improved biological nitrogen fixation in cool season food legumes. *Euphytica* 73, 95–108.
- Hodge, A., J. Stewart, D. Robinson, B. S. Griffiths, and A. H. Fitter. 2000. Competition between roots and soil micro-organisms for nutrients from nitrogen-rich patches of varying complexity. *Journal of Ecology* 88:150-164.
- Høgh-Jensen, H., and J. K. Schjoerring. 2010. Interactions between nitrogen, phosphorus and potassium determine growth and N<sub>2</sub>-fixation in white clover and ryegrass leys. *Nutr Cycl Agroecosyst* 87, 327–338.

- Høgh-Jensen, H., and J. K. Schjoerring. 1997. Interactions between white clover and ryegrass under contrasting nitrogen availability: N<sub>2</sub> fixation, N fertilizer recovery, N transfer and water use efficiency. *Plant and Soil* 197, 187–199.
- Hoglund, J.H., and J. L. Brock. 1978. Regulation of nitrogen fixation in a grazed pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 21, 73–82.
- Huss-Danell, K., E. Chaia, and G. Carlsson. 2007. N<sub>2</sub> fixation and nitrogen allocation to above and below ground plant parts in red clover-grasslands. *Plant Soil* 299, 215–226.
- Izaurrealde, R. C., W. B. McGill, and N. G. Juma. 1992. Nitrogen fixation efficiency, interspecies N transfer, and root growth in barley-field pea intercrop on a Black Chernozemic soil. *Biol Fert Soils* 13, 11–16.
- Jensen, E. S., M. B. Peoples, H. Hauggaard-Nielsen. 2010. Faba bean in cropping systems. *Field Crops Research* 115, 203–216.
- Jensen, E. S., H. Hauggaard-Nielsen, J. Kinane, M. K. Andersen, and B. Jørnsgaard. 2005. Intercropping—The practical application of diversity, competition, and facilitation in arable and organic cropping systems, in: *Researching Sustainable Systems 2005. Proceedings of the First Scientific Conference of the International Society of Organic Agricultural Research (ISO FAR)*. ISO FAR, Bonn, Germany, pp. 22–25.
- Jensen, E. S., 1996. Grain yield, symbiotic N<sub>2</sub> fixation and interspecific competition for inorganic N in pea-barley intercrops. *Plant and Soil* 182, 25–38.
- Jensen, E. S., 1986. Symbiotic N<sub>2</sub> fixation in pea and field bean estimated by <sup>15</sup>N fertilizer dilution in field experiments with barley as a reference crop. *Plant and Soil* 92, 3-13.
- Jørgensen, F. V., E. S. Jensen, and J. K. Schjoerring. 1999. Dinitrogen fixation in white clover grown in pure stand and mixture with ryegrass estimated by the immobilized <sup>15</sup>N isotope dilution method. *Plant and Soil* 208, 293–305.
- Karpenstein-Machan, M., and R. Stuelpnagel. 2000. Biomass yield and nitrogen fixation of legumes monocropped and intercropped with rye and rotation effects on a subsequent maize crop. *Plant and Soil* 218, 215–232.
- Kelm, D. M., D. R. Loges, and P. D. F. Taube. 2008. Comparative analysis of conventional and organic farming systems: Nitrogen surpluses and nitrogen losses. Poster at: *Cultivating the Future Based on Science: 2nd Conference of the International Society of Organic Agriculture Research ISO FAR*, Modena, Italy, June 18-20, 2008.
- Kelner, D. J., J. K. Vessey, and M. H. Entz. 1997. The nitrogen dynamics of 1-, 2- and 3-year stands of alfalfa in a cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64, 1–10.
- Knudsen, M. T., H. Hauggaard-Nielsen, B. Joernsgaard, and E. S. Jensen. 2004. Comparison of interspecific competition and N use in pea–barley, faba bean–barley and lupin–barley intercrops grown at two temperate locations. *Journal of Agricultural Science* 142, 617-627.
- Köpke, U., and T. Nemecek. 2010. Ecological services of faba bean. *Field Crops Research* 115 (3): 217–233.
- Kumar, K., Goh, K.M., 2000. Biological nitrogen fixation, accumulation of soil nitrogen and nitrogen balance for white clover (*Trifolium repens* L.) and field pea (*Pisum sativum* L.) grown for seed. *Field Crops Research* 68, 49–59.

- Kurdali, F., K. Kalifa, and M. Al-Shamma. 1997. Cultivar differences in nitrogen assimilation, partitioning and mobilization in rain-fed grown lentil. *Field Crops Research* 54, 235–243.
- Lassaletta, L., G. Billen, B. Grizetti, J. Anglade, and J. Garnier. 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters* 9 (10): 105011.
- Lapinskas, E., 2008. Biological nitrogen fixation in acid soils of Lithuania. *Žemės Ūkio Mokslai* 15, 67–72.
- Lecoœur, J., and T. R. Sinclair. 2001. Harvest index increase during seed growth of field pea. *European Journal of Agronomy* 14 (3): 173–180.
- Ledgard, S. F., M. S. Sprosen, J. W. Penno, and G. S. Rajendram. 2001. Nitrogen fixation by white clover in pastures grazed by dairy cows: Temporal variation and effects of nitrogen fertilization. *Plant and Soil* 229, 177–187.
- Ledgard, S. F., G. J. Brier, and M. P. Upsdel. 1990. Effect of clover cultivar on production and nitrogen fixation in clover-ryegrass swards under dairy cow grazing. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 33, 243–249.
- López-Bellido, R. J., L. López-Bellido, J. Benítez-Vega, V. Muñoz-Romero, F. J. López-Bellido, and R. Redondo. 2011. Chickpea and faba bean nitrogen fixation in a Mediterranean rainfed Vertisol: Effect of the tillage system. *European Journal of Agronomy* 34, 222–230.
- López-Bellido, L., J. Benítez-Vega, P. García, R. Redondo, and R. J. López-Bellido. 2011. Tillage system effect on nitrogen rhizodeposited by faba bean and chickpea. *Field Crops Research* 120, 189–195.
- López-Bellido, L., R. J. López-Bellido, R. Redondo, and J. Benítez. 2006. Faba bean nitrogen fixation in a wheat-based rotation under rainfed Mediterranean conditions: Effect of tillage system. *Field Crops Research* 98, 253–260.
- Lory, J. A., M. P. Russelle, and G. H. Heichel. 1992. Quantification of Symbiotically Fixed Nitrogen in Soil Surrounding Alfalfa Roots and Nodules. *Agronomy Journal* 84, 1033.
- Mahieu, S., J. Fustec, E. S. Jensen, and Y. Crozat. 2009. Does labelling frequency affect N rhizodeposition assessment using the cotton-wick method? *Soil Biology and Biochemistry* 41, 2236–2243.
- Matus, A., D. A. Derksen, F. L. Walley, H. A. Loeppky, and C. Van Kessel. 1997. The influence of tillage and crop rotation on nitrogen fixation in lentil and pea. *Canadian Journal of Plant Science* 77, 197–200.
- McNeill, A. M., C. Zhu, and I. R. P. Fillery. 1997. A new approach to quantifying the N benefit from pasture legumes to succeeding wheat. [http://www.publish.csiro.au/?act=view\\_file&file\\_id=A97072.pdf](http://www.publish.csiro.au/?act=view_file&file_id=A97072.pdf).
- McNeill, A. M., and M. Wood. 1990. <sup>15</sup>N estimates of nitrogen fixation by white clover (*Trifolium repens* L.) growing in a mixture with ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil* 128, 265–273.
- Newbould, P., A. J. Holding, and J. V. Lake. 1982. Biological Nitrogen Fixation in Upland and Marginal Areas of the U.K [and Discussion]. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 296, 405–417.

- Nyfelner, D., O. Huguenin-Elie, M. Suter, E. Frossard, and A. Lüscher, A., 2011. Grass–legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 155–163.
- Oberson, A., E. Frossard, C. Bühlmann, J. Mayer, P. Mäder, and A. Lüscher. 2013. Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant and Soil*.
- Oenema, O., H. Kros, and W. De Vries. 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3–16.
- Pakrou, N., and P. Dillon. 2000. Key processes of the nitrogen cycle in an irrigated and a non-irrigated grazed pasture. *Plant and Soil* 224, 231–250.
- Paterson, E., 2003. Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European Journal of Soil Science* 54, 741-750.
- Pelzer, E., M. Bazot, D. Makowski, G. Corre-Hellou, C. Naudin, M. Al Rifaï, E. Baranger, L. Bedoussac, V. Biarnès, P. Boucheny, B. Carrouée, et al. 2012. Pea–wheat intercrops in low-input conditions combine high economic performances and low environmental impacts. *European Journal of Agronomy* 40, 39–53.
- Peoples, M. B., J. Brockwell, J. R. Hunt, A. D. Swan, L. Watson, R. C. Hayes, G. D. Li, B. Hackney, J. G. Nuttall, S. L. Davies, and I. R. P. Fillery. 2012. Factors affecting the potential contributions of N<sub>2</sub> fixation by legumes in Australian pasture systems. *Crop and Pasture Science* 63, 759.
- Peoples, M. B., J. Brockwell, D. F. Herridge, I. J. Rochester, B. J. R. Alves, S. Urquiaga, R. M. Boddey, F. D. Dakora, S. Bhattarai, S. L. Maskey, C. Sampet, B. Rerkasem, D. F. Khan, H. Hauggaard-Nielsen, and E. S. Jensen, E.S., 2009a. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 48, 1–17.
- Peoples, M. B., M. J. Unkovich, and D. F. Herridge. 2009b. Measuring symbiotic nitrogen fixation by legumes. *Nitrogen fixation in crop production. Agronomy Monograph* 52, 125–170.
- Peoples, M. B., R. R. Gault, J. F. Angus, A. M. Bowman, and M. McCallum. 1998. Comparisons of the efficiency of nitrogen fixation in pastures, in: *Proceedings of the 9th Australian Agronomy Conference, Wagga-Wagga, Australia*. pp. 807–810.
- Pietsch, G., R. Hrbek, D. Laubhann, and J. K. Friedel. 2009. Effect of mulching dates modified for nature conservation on the yield and nitrogen fixation of green manure lucerne crops. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 353–362.
- Pirhofer-Walzl, K., J. Rasmussen, H. Høgh-Jensen, J. Eriksen, K. Søgaard, and J. Rasmussen. 2012. Nitrogen transfer from forage legumes to nine neighbouring plants in a multi-species grassland. *Plant Soil* 350, 71–84.
- Rasmussen, J., K. Søgaard, K. Pirhofer-Walzl, and J. Eriksen. 2012. N<sub>2</sub>-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *European Journal of Agronomy* 36, 66–74.

- Rasmussen, J., K. Søgaard, and J. Eriksen. 2010. Biomass production and N<sub>2</sub>-fixation in seven grass-legume mixtures. pp. 69–72.
- Reiter, K., K. Schmidtke, and R. Rauber. 2002. The influence of long-term tillage systems on symbiotic N<sub>2</sub> fixation of pea (*Pisum sativum* L.) and red clover (*Trifolium pratense* L.). *Plant and Soil* 238, 41–55.
- Reining, E., 2005. Assessment tool for biological nitrogen fixation of *Vicia faba* cultivated as spring main crop. *European Journal of Agronomy* 23 (4): 392–400.
- Rennie, R. J., and S. Dubetz. 1986. Nitrogen-15-Determined Nitrogen Fixation in Field-Grown Chickpea, Lentil, Fababean, and Field Pea. *Agronomy Journal* 78, 654–660.
- Rennie, R. J., and D. A. Rennie. 1983. Techniques for quantifying N<sub>2</sub> fixation in association with non legumes under field and greenhouse conditions. *Canadian Journal of Microbiology* 29, 1022–1035.
- Rice, W. A., 1980. Seasonal patterns of nitrogen fixation and dry matter production by clovers grown in the peace river. *Canadian Journal of Plant Science* 60, 847–858.
- Rochester, I. J., M. B. Peoples, N. R. Hulugalle, R. Gault, and G. A. Constable. 2001. Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70, 27–41.
- Ross, P. J., A. E. Martin, and E. F. Henzell. 1964. A Gas-Tight Growth Chamber for Investigating Gaseous Nitrogen Changes in the Soil : Plant : Atmosphere System. *Nature* 204, 444–447.
- Ross, S. M., J. R. King, R. C. Izaurralde, and J. T. O'Donovan. 2009. The green manure value of seven clover species grown as annual crops on low and high fertility temperate soils. *Canadian Journal of Plant Science* 89, 465–476.
- Rroço, E., and K. Mengel. 2000. Nitrogen losses from entire plants of spring wheat (< i> *Triticum aestivum*) from tillering to maturation. *European Journal of Agronomy* 13, 101–110.
- Russell, C., and I. Fillery. 1996. In situ <sup>15</sup>N labelling of lupin below-ground biomass. *Australian Journal of Agricultural Research* 47, 1035.
- Russelle, M., 1999. Application of dairy manure to alfalfa-Issues and techniques. Presented at the Proc. 29th California Alfalfa Symposium, December, pp. 8–9.
- Sawatsky, N., and R. J. Soper. 1991. A quantitative measurement of the nitrogen loss from the root system of field peas (*Pisum avense* L.) grown in the soil. *Soil Biology and Biochemistry* 23, 255–259.
- Schipanski, M. E., and L. E. Drinkwater. 2012. Nitrogen fixation in annual and perennial legume-grass mixtures across a fertility gradient. *Plant Soil* 357, 147–159.
- Schulz, S., J. D. Keatinge, and G. Wells. 1999. Productivity and residual effects of legumes in rice-based cropping systems in a warm-temperate environment: I. Legume biomass production and N fixation. *Field Crops Research* 61, 23–35.
- Shearer, G., and D. Kohl. 1986. N<sub>2</sub>-Fixation in Field Settings: Estimations Based on Natural <sup>15</sup>N Abundance. *Functional Plant Biol.* 13, 699–756.
- Soussana, J. F., and G. Lemaire. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems.

- Agriculture, Ecosystems & Environment, Integrated Crop-Livestock System Impacts on Environmental Processes, 190 (juin): 9-17. doi:10.1016/j.agee.2013.10.012.
- Sparrow, S. D., V. L. Cochran, and E. B. Sparrow. 1995. Dinitrogen Fixation by Seven Legume Crops in Alaska. *Agronomy Journal* 87, 34–41.
- Stevenson, F. C., and C. Van Kessel. 1996. The nitrogen and non-nitrogen rotation benefits of pea to succeeding crops. *Canadian Journal of Plant Science* 76, 735–745.
- Sutton, M. A., C. M. Howard, A. Bleeker, and A. Datta. 2013. The global nutrient challenge: From science to public engagement. *Environmental Development* 6, 80–85.
- Turpin, J. E., D. F. Herridge, and M. J. Robertson. 2002. Nitrogen fixation and soil nitrate interactions in field-grown chickpea (*Cicer arietinum*) and fababean (*Vicia faba*). *Aust. J. Agric. Res.* 53, 599–608.
- Unkovich, M., 2012. Nitrogen fixation in Australian dairy systems: review and prospect. *Crop. Pasture Sci.* 63, 787–804.
- Unkovich, M. J., J. Baldock, and M. B. Peoples. 2010. Prospects and problems of simple linear models for estimating symbiotic N<sub>2</sub> fixation by crop and pasture legumes. *Plant Soil* 329, 75–89.
- Unkovich, M. J., and J. S. Pate. 2000. An appraisal of recent field measurements of symbiotic N<sub>2</sub> fixation by annual legumes. *Field Crops Research* 65, 211–228.
- Unkovich, M. J., J. S. Pate, and P. Sanford. 1997. Nitrogen fixation by annual legumes in Australian Mediterranean agriculture. *Australian Journal of Agricultural Research* 48, 267–293.
- Usukh, B., 2010. The impact of lentil and field pea seeding rates on dinitrogen fixation and subsequent nitrogen benefits in an organic cropping system.
- Van Kessel, C., and C. Hartley. 2000. Agricultural management of grain legumes: has it led to an increase in nitrogen fixation? *Field Crops Research* 65, 165–181.
- Vessey, J. K., 1994. Measurement of nitrogenase activity in legume root nodules: In defense of the acetylene reduction assay. *Plant Soil* 158, 151–162.
- Vinther, F. P., and L. Dahlmann-Hansen. 2005. Effects of ridging on crop performance and symbiotic N<sub>2</sub> fixation of fababean (*Vicia faba* L.). *Soil Use and Management*.
- Vinther, F. P., and E. S. Jensen. 2000. Estimating legume N<sub>2</sub> fixation in a grass-clover mixture of grazed organic cropping systems using two <sup>15</sup>N methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Walley, F. L., G. W. Clayton, P. R. Miller, P. M. Carr, and G. P. Lafond. 2007. Nitrogen Economy of Pulse Crop Production in the Northern Great Plains. *Agronomy Journal* 99, 1710.
- Waterer, J. G., J. K. Vessey, E. H. Stobbe, and R. J. Soper. 1994. Yield and symbiotic nitrogen fixation in a pea-mustard intercrop as influenced by N fertilizer addition. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 447–453.
- Wichern, F., E. Eberhardt, J. Mayer, R. G. Joergensen, and T. Müller. 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: Methods, estimates and future prospects. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 30–48.
- Witty, J. F., and F. R. Minchin. 1988. Measurement of Nitrogen Fixation by the Acetylene Reduction Assay; Myths and Mysteries, in: Beck, D.P., Materon, L.A. (Eds.), *Nitrogen*

- Fixation by Legumes in Mediterranean Agriculture, Developments in Plant and Soil Sciences. Springer Netherlands, pp. 331–344.
- Wivstad, M., A. M. Mårtensson, and H. D. Ljunggren. 1987. Field measurement of symbiotic nitrogen fixation in an established lucerne ley using  $^{15}\text{N}$  and an acetylene reduction method. *Plant Soil* 97, 93–104.
- Yang, H., M. Unkovich, A. McNeill, and X. Wang. 2011. Symbiotic  $\text{N}_2$  fixation and nitrate utilisation in irrigated lucerne (*Medicago sativa*) systems. *Biol Fertil Soils* 47, 377–385.
- Yang, J. Y., C. F. Drury, X. M. Yang, R. De Jong, E. C. Huffman, C. A. Campbell, and V. Kirkwood. 2010. Estimating biological  $\text{N}_2$  fixation in Canadian agricultural land using legume yields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 192–201.
- Zakeri, H., R. A. Bueckert, J. J. Schoenau, A. Vandenberg, and G. P. Lafond. 2012. Controlling indeterminacy in short season lentil by cultivar choice and nitrogen management. *Field Crops Research* 131, 1–8.

## Appendix

**Table A1- 1 :** *Database on N<sub>2</sub> fixation from published studies for forage and pulse legume species. Data are listed according to species, geographical location and measurement methods.*

Species	Location	Method <sup>†</sup>	References
<b>Alfalfa</b>	Austria	NA & ND	(Freyer et al. 2006)
		ID	(Pietsch et al. 2009)
	Denmark	ID	(Rasmussen et al. 2010, Høgh-Jensen and Schjoerring 2010, Pirhofer-Walzl et al. 2012, Rasmussen et al. 2012)
		AR & ID	(Wivstad et al. 1987)
	Sweden	NA	(Frankow-Lindberg and Dahlin 2013)
	Canada	ID	(Burity et al. 1989, Kelner et al. 1997, Chen et al. 2004)
	USA	ID	(Sparrow et al. 1995)
Australia	NA	(Brockwell et al. 1995, Peoples et al. 1998, Yang et al. 2011)	
<b>Clover</b>	Belgium	ND	(Deprez et al. 2004)
	Australia	NA	(Unkovich and Pate 2000, Peoples et al. 2012)
	Belgium	ND	(Deprez et al. 2004)
	Canada	AR	(Rice 1980)
		ND & NA	(Ross et al. 2009)
	Denmark	ID	(Høgh-Jensen and Schjoerring 1997, Jørgensen et al. 1999, Vinther and Jensen 2000, Hansen and Vinther 2001, Rasmussen et al. 2010, Pirhofer-Walzl et al. 2012, Rasmussen et al. 2012)
	Germany	ID	(Reiter et al. 2002)
	Italy	ID	(Giambalvo et al. 2011)
	Lithuania	ND	(Lapinskas 2008)
	New Zealand	AR	(Hoglund and Brock 1978, Clark et al. 1979, Crush et al. 1983)
		ID	(Edmeades and Goh 1978, Eltilib and Ledgard 1988, Ledgard et al. 1990, Ledgard et al. 2001, Kumar and Goh 2000)
	UK	AR	(Newbould et al. 1982)
		ID	(McNeill and Wood 1990)
	Sweden	ID & NA	(Huss-Danell et al. 2007)
		ID	(Dahlin and Stenberg 2010b)
		NA	(Frankow-Lindberg and Dahlin 2013)
	Switzerland	ID	(Boller and Nösberger 1987, Nyfeler et al. 2011)
		NA	(Oberson et al. 2013)
	USA	ID	(Farnham and George 1993, Sparrow et al. 1995, Pakrou and Dillon 2000, Schipanski and Drinkwater 2012)
	Netherlands	NA	(Elgersma and Hassink 1997)
ND		(Elgersma et al. 2000)	
<b>Field pea</b>	Canada	ID	(Rennie and Dubetz 1986, Izaurralde et al. 1992, Waterer et al. 1994, Stevenson and Kessel 1996, Beckie and Brandt 1997, Matus et al. 1997)
		ND	(Clayton et al., 2004)
		NA	(Usukh, 2010)
	Denmark	ID	(Jensen 1986)
		NA	(Knudsen et al. 2004, Jensen et al. 2005, Ghaley et al. 2005, Hauggaard-Nielsen et al. 2009)
		NA & ID	(Hauggaard-Nielsen et al. 2008)
	France	ID	(Corre-Hellou and Crozat 2005, Pelzer et al. 2012)
	Germany	ID & ND	(Hauser 1992, Karpenstein-Machan and Stuelpnagel 2000)
		ID	(Reiter et al. 2002)
	New Zealand	ID	(Haynes et al. 1993, Kumar and Goh 2000)
	USA	ID & ND	(Sparrow et al. 1995, Peoples et al. 2009)
		NA	(Schipanski and Drinkwater 2012)
	Australia	NA	(Bolger et al. 1995)
		ID	(Ledgard et al. 2001, Rochester et al. 2001)
		ND	(Schulz et al. 1999)

**(Table A1-1, continued)**

Species	Location	Method <sup>†</sup>	References
<b>Lentil</b>	Australia	ND	(Schulz et al. 1999)
	Canada	ID	(Rennie and Dubetz 1986, Matus et al. 1997, Cowell et al. 1989)
		NA	(Usukh 2010, Zakeri et al. 2012)
	New Zealand	ID	(Haynes et al. 1993)
	USA	ID & ND	(Sparrow et al. 1995)
	Syria	ID	(Kurdali et al. 1997)
<b>Faba bean</b>	Canada	ID	(Rennie and Dubetz 1986)
	China	NA	(Fan et al. 2006)
	Austria	ID	(Hardarson et al. 1991)
	Australia	ND	(Schulz et al. 1999)
		NA	(Peoples et al. 2009, Denton et al. 2013)
	Denmark	NA	(Knudsen et al. 2004, Jensen et al. 2005, Hauggaard-Nielsen et al. 2009)
	Germany	ID & ND	(Hauser 1992, Rochester et al. 2001, Turpin et al. 2002, Vinther and Dahlmann-Hansen 2005)
	New Zealand	ID	(Haynes et al. 1993)
	Sweden	NA	(Dhamala 2012)
	Spain	ID & NA	(López-Bellido et al. 2006, López-Bellido et al. 2011)
	USA	ID & ND	(Sparrow et al. 1995)

<sup>†</sup> Methods are: ID: isotope dilution method; ARA: acetylene reduction  $N_2(C_2H_2)$ ; NA: natural abundance technique; ND: nitrogen difference. Clover includes mostly *Trifolium repens* and *Trifolium pretense*, *Trifolium subterranean* and a few annual species (*T. alexandrinum*, *T. balansa*, *T. alsike*, *T. berseem*, *T. crimson*, *T. persian*).



# 2

## **Evolution de la relation rendement-fertilisation-surplus sur 50 ans dans 140 pays**



**Ce chapitre est constitué d'un article publié en octobre 2014 dans la revue  
*Environmental Research Letters* 9 (10): 105011. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011**

---

## **50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland**

Luis Lassaletta<sup>1\*</sup>, Gilles Billen<sup>1,2</sup>, Bruna Grizzetti<sup>3</sup>, Juliette Anglade<sup>1</sup>, Josette Garnier<sup>1,2</sup>

1. Université Pierre et Marie Curie (UPMC), UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 Paris (France)

2. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 Paris (France)

3. European Commission - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Water Resources Unit, Ispra (VA), Italy

### **Abstract**

Nitrogen (N) is crucial for crop productivity. However nowadays more than half of the N added to cropland is lost to the environment, wasting the resource, producing threats to air, water, soil and biodiversity, and generating greenhouse gas emissions. Based on FAO data, we have reconstructed the trajectory followed, in the past 50 years, by 124 countries in terms of crop yield and total nitrogen inputs to cropland (manure, synthetic fertiliser, symbiotic fixation and atmospheric deposition). During the last five decades the response of agricultural systems to increased nitrogen fertilization has evolved differently in the different world countries. While some countries have improved their agro-environmental performances, in others the increased fertilization has produced low agronomical benefits and higher environmental losses. Our data also suggest that, in general, those countries using a higher proportion of N inputs from symbiotic N fixation rather than from synthetic fertilizer have a better N use efficiency.

**Keywords:** Nitrogen use efficiency; Country and global scales; Cropping systems; Crop yields; Nitrogen pollution

## 1. Introduction

Although malnutrition has not receded in absolute terms, world agriculture, in the past half century, has succeeded in increasing its production of vegetal proteins by a factor of 3 (Lassaletta *et al* 2014a). This has been made possible by changes in cropping systems generally referred to as the Green Revolution, based on the adoption of improved crop varieties, use of pesticides, and increased application of synthetic fertilisers, among which nitrogen was by far the most crucial (Tilman *et al* 2002; Mueller *et al* 2012; Sinclair and Rufty 2012). The flipside of the coin, however, is an increased alteration of surface and groundwater resources, coastal eutrophication, air pollution and increased greenhouse gas emission (Billen *et al* 2013; Sutton *et al* 2013). From this perspective, very different situations exist, linked to the disparity of cropping system development in the countries and regions of the world (Billen *et al* 2014).

It is the purpose of this paper to describe these issues, based on an original analysis of the data available in the FAO data base since 1961 ([www.faostat.fao.org](http://www.faostat.fao.org)). Our approach is based on the calculation of the various components of the arable soil budget of 124 countries and, most importantly, on the description of the trajectory drawn from 1961 to 2009 by these countries in terms of their total crop production (Y, expressed in harvested vegetal protein, kgN/ha/yr) and the total N inputs onto cropland (F), excluding permanent grassland, in the form of synthetic fertilisers, manure, symbiotic fixation and atmospheric deposition (also in kgN/ha/yr). This approach differs from, and is complementary to the Net Anthropogenic Nitrogen Input or NANI approach (Howarth *et al* 2012). Our aim is to analyse cropping systems and to evaluate the excess N application on arable land, the most sensitive components of agricultural systems, while the NANI approach deals holistically with the complete N cycle at the country scale, including the livestock compartment and the effect of agricultural commodity trade (Swaney *et al* 2012; Lassaletta *et al* 2014b).

Using a different approach, Conant *et al* (2013) have recently created a global soil N input database that enables evaluation of trends in nitrogen use and recovery by country for a number of important crops over the last 40 years. Their data show that differences in efficiency of N use between OECD and other countries have persisted and exhibit no sign of convergence. In this paper we use the concept of the yield-fertilisation relationship in an original way compared to the concept commonly used, relating here the mean yield integrated over the entire crop rotation to the total fertilisation of the cropland soils of a given territory. While the yield-fertilisation relationship is normally used in conventional agronomy as a tool to predict the yield increase of a given crop that could be expected from increasing fertilisation in a given pedo-climatic context, we consider the integrative values of Y and F as overall indicators of the agronomical and environmental performances of a cropping system: the Y/F ratio is a measure of its nitrogen use efficiency (NUE), while the F-Y difference is the regional N surplus (or N balance) representing the potential for hydrological or gaseous losses of nitrogen to the environment.

## 2. Methods

Based on FAO data, we have reconstructed the trajectory followed by 124 countries in the past 50 years, in terms of crop yield ( $Y$  refers to harvested crop part and is expressed in kgN/ha/yr) and total nitrogen inputs to cropland ( $F$ , sum of nitrogen in manure, synthetic fertiliser, symbiotic fixation and atmospheric deposition, in kgN/ha/yr) for the 1961-2009 period. Together these countries represent 99.2% of the world population and 99.6% of the cropland surface in 2009 (see Supplementary Material S1 for detailed methodology).

Total annual crop production by each country was calculated taking into account the yearly harvested yield of 178 primary crops and their N content, as reported in Lassaletta *et al* (2014a). The cropland surface was estimated by summing up the surfaces of all individual crops. Only in the cases where this sum was higher than the stated value of the “arable land and permanent crops” surface area provided by the FAOstat resources module, the latest surface area was retained. This procedure allowed avoiding discrepancies in the FAO data base. (See S1 for details).

Total fertilisation of cropland was defined as the total N input in the form of synthetic fertilisers, symbiotic N fixation, manure application and atmospheric deposition onto cropland, excluding permanent grassland.

The reason for focusing our analysis on cropland is that the fate of the agricultural surplus (excess N input over N export by plant harvest) strongly differs between cropland and permanent grassland, particularly with respect to the relative proportions of  $\text{NH}_3$  volatilisation, denitrification, leaching and storage in the soil organic pool (Velthof *et al* 2009; Billen *et al* 2013). Note that temporary grassland (e.g. the FAOstat crop category “Grasses Nes for forage;Sil”), included within crop rotations, are considered as cropland.

Yearly data on synthetic N fertiliser application, under different N forms, for the entire period were obtained from the Resources module of the FAOstat database. Countries with more than 15 missing annual data were removed from the analysis. Occasional gaps were filled with data from the International Fertilizer Industry Association (<http://www.fertilizer.org/>) if available and if not, by using figures of the closest years. FAO data on annual per country synthetic fertiliser use refer to total use in agriculture and is provided without distinction between arable and grassland. We therefore had to subtract from these figures the proportion used for grassland fertilisation, which in some European countries such as Ireland and the Netherlands accounts for a significant proportion. We have estimated the proportion of synthetic fertilizers to grasslands at the country scales processing the information compiled from different sources (Richard 1951; Power and Alessi 1971; Anonymous 1992 ; FAO 2006; Heffer 2012) (see S1 for details).

To estimate the crop biological nitrogen fixation by fixing crops included in the FAOstat database we used a yield-based approach, assuming that crop yield is the factor that best aggregates variables associated with crop, soil and climatic conditions including available N, soil moisture, vigor of stand, and other management factors influencing N<sub>2</sub> fixation:

$$N_{\text{fixed}} = \%N_{\text{dfa}} * \frac{Y}{\text{NHI}} * \text{BGN}$$

where %Ndfa is the percentage of N uptake derived from N fixation, Y is the yield (expressed in kgN/ha/yr), NHI is the N harvest index, defined as the ratio of the harvested material to the total above-ground N production, and BGN is a multiplicative factor expressing the total N<sub>2</sub> fixation including below-ground contributions associated with roots, nodules and rhizo-deposition via exudates and decaying root cells and hyphae. These parameters have been obtained from different sources (Herridge *et al* 2008; Salvagiotti *et al* 2008; Laberge *et al* 2009; Kombiok and Buak 2013; Álvarez *et al* 2014; Anglade *et al* under review). We applied a regional %Ndfa for soybean N fixation. For sugar cane, rice, paddy and forage products, we applied a constant rate of biological fixation per hectare, as suggested by Herridge *et al* (2008) (See S1 for details).

To estimate the animal excretion factors, we have followed the methodology of Sheldrick *et al* (2003) that assumes that excretion rates, within a given livestock category, are proportional to the slaughtered animal weights. We have calculated different ratios for dairy and for other cattle stocks using the dairy stocks provided in the FAOstat “livestock primary” module. These stocks have been subtracted from the total cattle stock to estimate non-dairy cattle. As a result, a particular excretion factor has been applied to each type of animal, country and year. The proportion of N excreted that is finally used as manure applied onto cropland was taken from the estimates of Sheldrick *et al* (2003) at the regional level for each type of animal. It was considered that 30% of the available manure is lost during management and storage before reaching the crop, as proposed by Oenema *et al* (2007) for Europe and close to the value estimated by Liu *et al* (2010) at the world scale. We finally discount the amount of N that is applied to permanent grasslands by applying the proportions provided by regions, and in some cases at the country scale, by Liu *et al* (2010) (see S1 for details).

Deposition of oxidised and reduced nitrogen compounds onto croplands was calculated from the GlobalNEWS database (Seitzinger *et al* 2010) by extrapolating linearly between available years. The atmospheric deposition data used in GlobalNEWS are derived for the year 2000 from Dentener *et al* (2006) and previous figures were obtained by scaling deposition fields for this year following Bouwman *et al* (2009). We calculated the input of N per ha (yearly national average) and we applied this input per ha into the surface of cropland considered in this study (see S1 for details).

### 3. Results and discussion

#### 3.1 Y vs. F trajectories of world agricultures

The trajectory followed from 1961 to 2009 by a number of countries in terms of crop yield and total N inputs into cropland is shown in Figure 2-1. The results for all countries of the FAO data base are provided in supplementary material (S2). The Y vs. F trajectory drawn by most countries shows, at least for periods of several decades, a distinct curvilinear relationship. Linear trajectories, like those described by de Wit (1992) for individual crops were seldom observed. Several mathematical formulations of the yield-fertilisation relationship in a given pedo-climatic and technical-agronomical context have been proposed in the agronomical literature, most of them involving negative exponential functions (Llewelly and Featherstone 1997; Harmsen 2000). Nijland *et al* (2008) proposed to integrate the production functions of Liebig, Mitscherlich and Liebscher (de Wit 1992) into one system model based on Michaelis-Menten hyperbolic relationships.

Because we are expressing both output and input in exactly the same unit (kgN/ha/yr) and because we are looking for a simple long-term integrative theoretical relationship, we decided to make use of the simplest possible function obeying the three following properties:

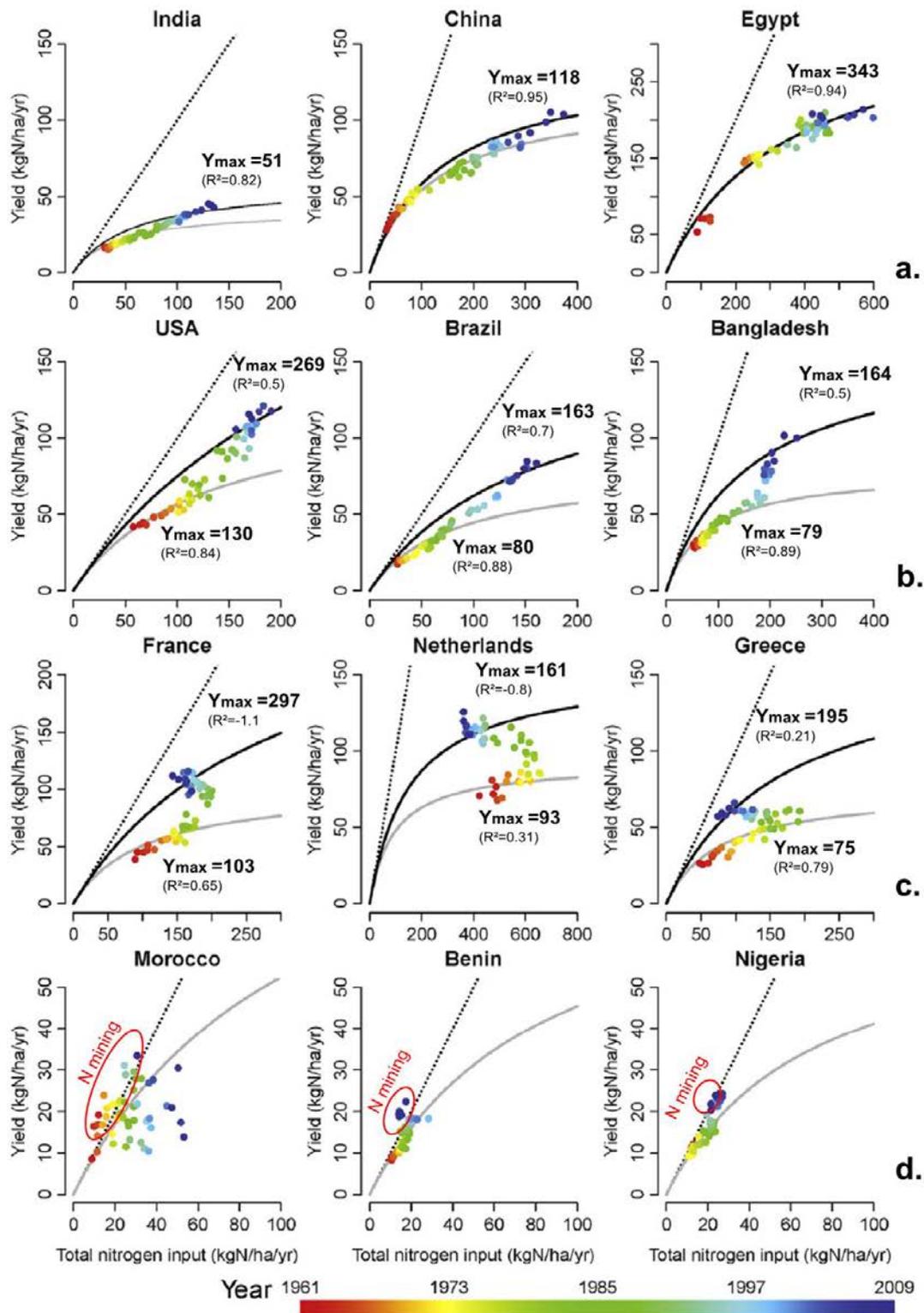
- (i) the function intercept should be zero;
- (ii) the slope of the function should be 1 at low fertilisation;
- (iii) the function should reach a plateau at high fertilisation.

The first two properties reflect the fact that, in the long run, harvest cannot exceed N restitutions to the soil, and that the effect of low fertilisation in strongly N-limited systems is characterized by a NUE close to 1. The third property expresses the classical law of diminishing return and the fact that, in constant technical-agronomical context, some other limiting factor will always impose a ceiling to production at saturating N availability. Two mathematical functions with only one parameter obey both conditions:

[1] a hyperbolic function of the form  $Y = Y_{\max} * F / (F + Y_{\max})$

[2] a negative exponential function such as  $Y = Y_{\max} [1 - \exp(-F/Y_{\max})]$

We observed that the former generally provides the best fit to the data. In both cases the parameter  $Y_{\max}$  represents the yield value reached at saturating N fertilisation, as well as the value of fertilisation at which a definite fraction of this maximum yield is reached (this fraction being 0.5 in the case of relation [1] or 0.63 for relation [2]).



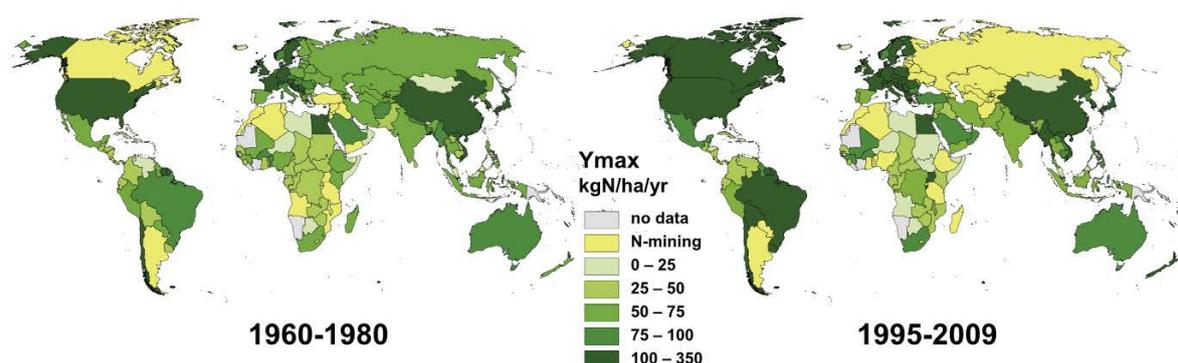
**Figure 2-1 :** Examples of trajectories followed by countries in the  $Y$  vs.  $F$  diagram. (a) Examples of type I trajectories. (b) Examples of type II trajectories. (c) Examples of type III trajectories. (d) Examples of type IV trajectories.  $R^2$  is the coefficient of determination, defined as :  $R^2 = 1 - [\sum(obs_i - calc_i)^2 / \sum(obs_i - meanobs)^2]$  where  $obs_i$  are the observed values of yield,  $calc_i$  the yield value calculated with the relationship and  $meanobs$  is the average value of the observed yields over the period considered. Negative values of  $R^2$  indicate poor fit of the relationship on the observed values. This is often the case for the most recent period of type III trajectories because of still evolving agronomical conditions.

Over the 1961-2009 period, certain countries that we will call ‘type I’, such as China, Egypt and India, present a simple trajectory with regularly increasing fertilisation and gradual reduction in the crop yield response, following a consistent and unique Y vs. F relationship (Fig. 2-1a). Other countries (called ‘type II’), such as the USA, Brazil and Bangladesh, display a historical trajectory with first a regularly increasing fertilisation and yield, fitting the Y vs. F relationship with a definite  $Y_{max}$ , then a turning point with a shift of the trajectory to another relationship with a significantly higher  $Y_{max}$ . This likely reflects improved agronomical practices in terms of production factors other than nitrogen, together with the pursuit of increasing fertilisation. The turning point seems to have occurred in the 1980’s or later depending on the country (Fig. 2-1b). The case of the USA, for example, is consistent with a slowdown in the increase of synthetic fertilisers inputs from the 1980’s parallel to a moderate increase in the yields of the most important crops (Howarth *et al* 2002; Alston *et al* 2010).

In most European countries (see the example of France, the Netherlands and Greece in Fig. 2-1c), the trajectory also shows a bi-phasic pattern, describing a regular increase in both fertilisation and yield during the 1960-1975 period, followed by a shift towards improved yields without further increasing fertilisation and even decreasing fertilisation from the 1980’s on (‘type III’). The case of the Netherlands is the most spectacular, as in this country, which has always used very high rates of fertilisation, the level applied in recent years has been reduced to the same as in the 1960’s with, however, doubled yields. This trend is related to the reduction of N inputs prescribed by European environmental policies and regulations (van Grinsven *et al* 2012), which interestingly did not prevent significant yield increases thanks to a better N management. Note, however, that despite the increase of NUE and decrease in N surpluses, the nitrogen surplus emitted to the environment in many cases remains much higher than that of other countries belonging to types I and II.

Finally, there is a small group of countries, such as Morocco, Benin and Nigeria, whose trajectory does not display any consistent Y vs. F relationship (type IV). These countries have always very low inputs and yields. Very often, their trajectory in the Y vs. F diagram crosses the 1:1 line, indicating higher yield than fertilisation. High inter-annual variation in the agricultural performance observed in some of these countries could be explained by weather phenomena, such as persistent water droughts, socio-political questions, or sometimes could be even an artefact due to the poor quality of our estimates of total nitrogen inputs to agricultural soil: in particular, in those countries where shifting agriculture is practiced, the fertilisation of agricultural soil by the nitrogen stock accumulated in forested soil during the fallow period is not taken into account in our input estimations. However the ‘negative’ nitrogen balance displayed in the Y vs. F diagram can also represent the signature of an unsustainable nitrogen mining of agricultural soils.

For type I to III countries, we were able to define the  $Y_{max}$  values providing the best fit of the hyperbolic relationship [1] to the points corresponding to the 1961-1980 period or later, and another  $Y_{max}$  for the most recent 10-15 years. The two  $Y_{max}$  values obtained characterise the past and current agricultural potential respectively, defined as the protein yield that could be obtained from cropland at a maximum N fertilisation rate, with the corresponding cropping practices (Fig. 2-2). Comparison of the two periods shows a significant increase of  $Y_{max}$  in 45 countries (type II and III trajectories).



**Figure 2-2 :** Past and current agricultural potential of world countries, in terms of maximum protein yield of cropping systems ( $Y_{max}$ ).

For a large number (55) of countries, however, nearly the same parameter value or  $Y_{max}$  holds over the 50-year period (type I trajectory), as is the case for China, Egypt, Turkey, Chile, India and a many others. Possible N mining is indicated by higher crop yield than fertilisation for 18 countries such as Canada, Morocco, Algeria, Iraq and Mozambique in the 1960-1980 period (see S2 for the complete list).

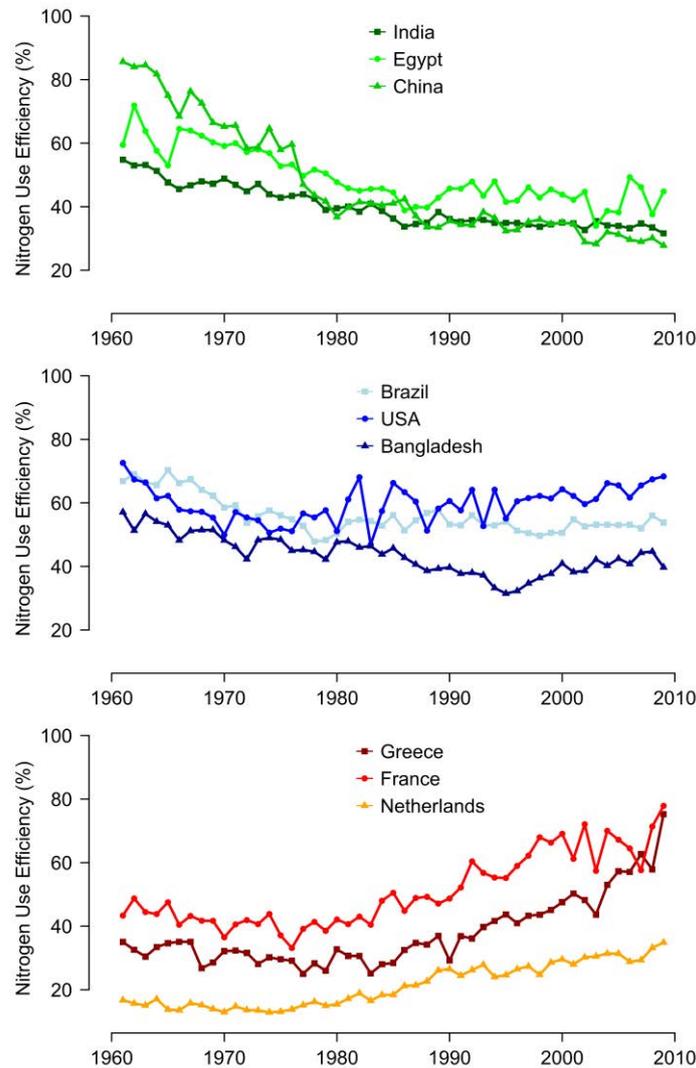
In recent years, N mining continues in 10 African countries, as well as in Former Soviet Union countries, Afghanistan and Paraguay. N mining has been observed in Argentina for the entire studied period. This result is coherent with that recently reported by Álvarez *et al* (2014) that indicate a budget of the cropping system in the pampean agroecosystems, which only becomes positive when including pasture lands.

The severe problem of nutrient mining and loss of soil fertility in African countries has been frequently highlighted (Vitousek *et al* 2009, Liu *et al* 2010). In these countries yields are among the lowest in the world but have apparently wide margins for improvement through better fertilisation practices, including an increasing use of legumes in crop rotations (Vanlauwe *et al* 2014). However, imbalances with other nutrients such as P could limit yield responses to N addition (van der Velde *et al* 2014). In the Former Soviet Union, after the abrupt changes which occurred from 1989, crops may have benefitted from nutrient legacies. The results of our calculations for this country, however, might also be affected by recent and poorly documented changes like massive land abandonment not fully documented by the FAO (Schierhorn *et al* 2013).

### 3.2 Agronomical performances: trends in N use efficiency and N-based yield gap

The above-described trajectories can be translated in terms of changes in the nitrogen use efficiency (NUE) of the cropping system in the different countries (Fig. 2-3). Type I countries display a regularly decreasing trend of NUE. During the same period a similar drop for the phosphorus use efficiency (PUE) has been reported for China (Sattari *et al* 2014). In type II countries, the shift in the trajectory toward an improved  $Y_{max}$  results in the stabilization or in

the increase of NUE. In type III countries, the reduction of N inputs in recent years with no drop in yield corresponds to increasing NUE.



**Figure 2-3 :** 50 years trends in nitrogen use efficiency of the cropping system of a number of countries.

To characterise the performance of agriculture of a given territory, van Ittersum *et al* (1997; 2013) introduced the concept of yield gap, defined as the difference between the actual farmers' yield of a particular cultivar and the potential yield which could be obtained in the same place in the absence of limitation by nutrient and water and with efficient control of pests and diseases. Following the same line of reasoning, but applied to the overall production of the cropping systems of each country in terms of proteins, we calculated  $(Y_{max}-Y)/Y_{max}$  as a dimensionless indicator of the degree of N limitation of current agricultural yields (Fig. S2-1). This indicator is high ( $>0.75$ ) in North America, Australia, most European and many sub-Saharan countries, indicating margins for increasing yields by increasing N fertilisation. It is low ( $<0.3$ ), on the other hand, in countries like China, India and Pakistan, as well as in a number of Central American and North African countries, indicating no benefit in terms of

yield to be expected from simple increase of N fertilisation in these regions in the absence of radical agronomical improvement of the cropping system. George (2014) has analyzed why crop yields in many developing countries cannot easily respond to increased inputs due to poor agronomical practices.

### **3.3 Environmental performances: NUE and N losses**

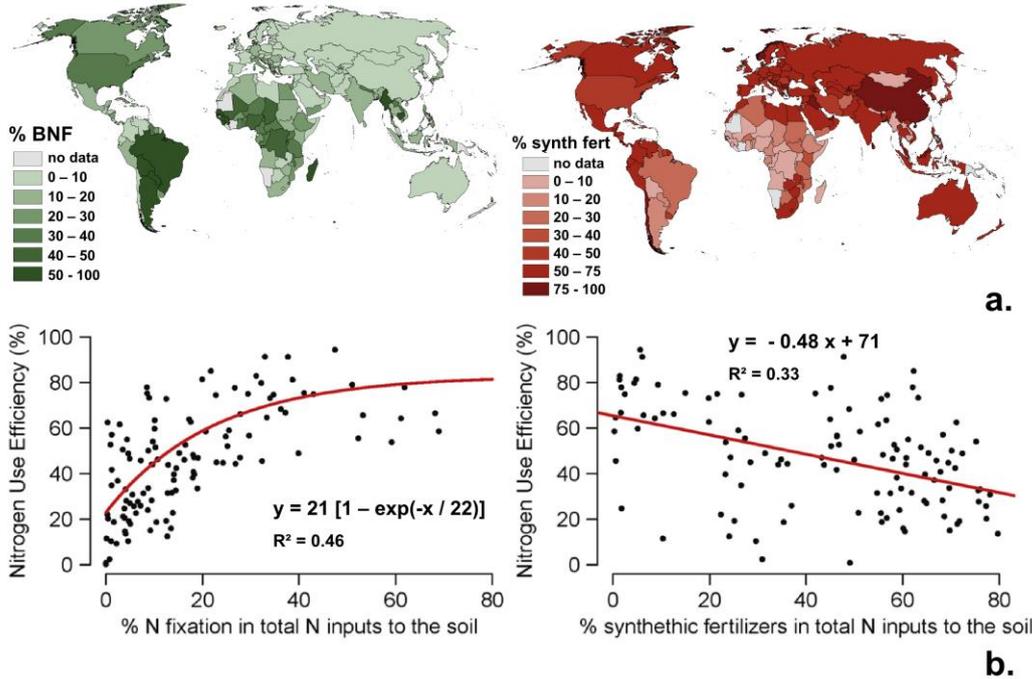
The data we have assembled can also be used to estimate the contribution of agriculture in the different world countries to environmental nitrogen contamination, using the nitrogen surplus (F-Y) as an indicator of potential losses. While in grassland this surplus is generally stored in the soil organic matter pool, in the case of cropland, most of it is leached quickly as nitrate, emitted as NH<sub>3</sub> or denitrified as di-nitrogen, and nitrous oxide as a by-product, thus contributing to the nitrogen cascade of environmental contamination (Galloway *et al* 2003). The data thus show the global distribution of environmental N losses from agricultural soils (Fig. S2-2).

Losses are over 50 kgN/ha/yr in most of Europe, the Middle East, the USA and Central America, India and China. They remain on average below 25 kgN/ha/yr in most sub-Saharan Africa, the Former Soviet Union countries, and Australia. High surplus values are associated with low nitrogen use efficiency (Fig. S2-2).

Total fertilisation, as discussed above, is mainly the sum of synthetic fertilisers, manure application and symbiotic nitrogen fixation. Although not negligible, atmospheric N deposition generally contributes a much smaller share. The proportion of the three former N inputs to overall fertilisation varies a great deal among the different world cropping systems, as shown in Fig. 2-4a.

Our data show that NUE is generally higher (and the N surplus relatively lower) for agricultural systems with higher proportion of N inputs derived from symbiotic N fixation (Fig. 2-4b). Conversely, nitrogen use efficiency is generally lower for a higher proportion of synthetic fertilisers in total fertilisation.

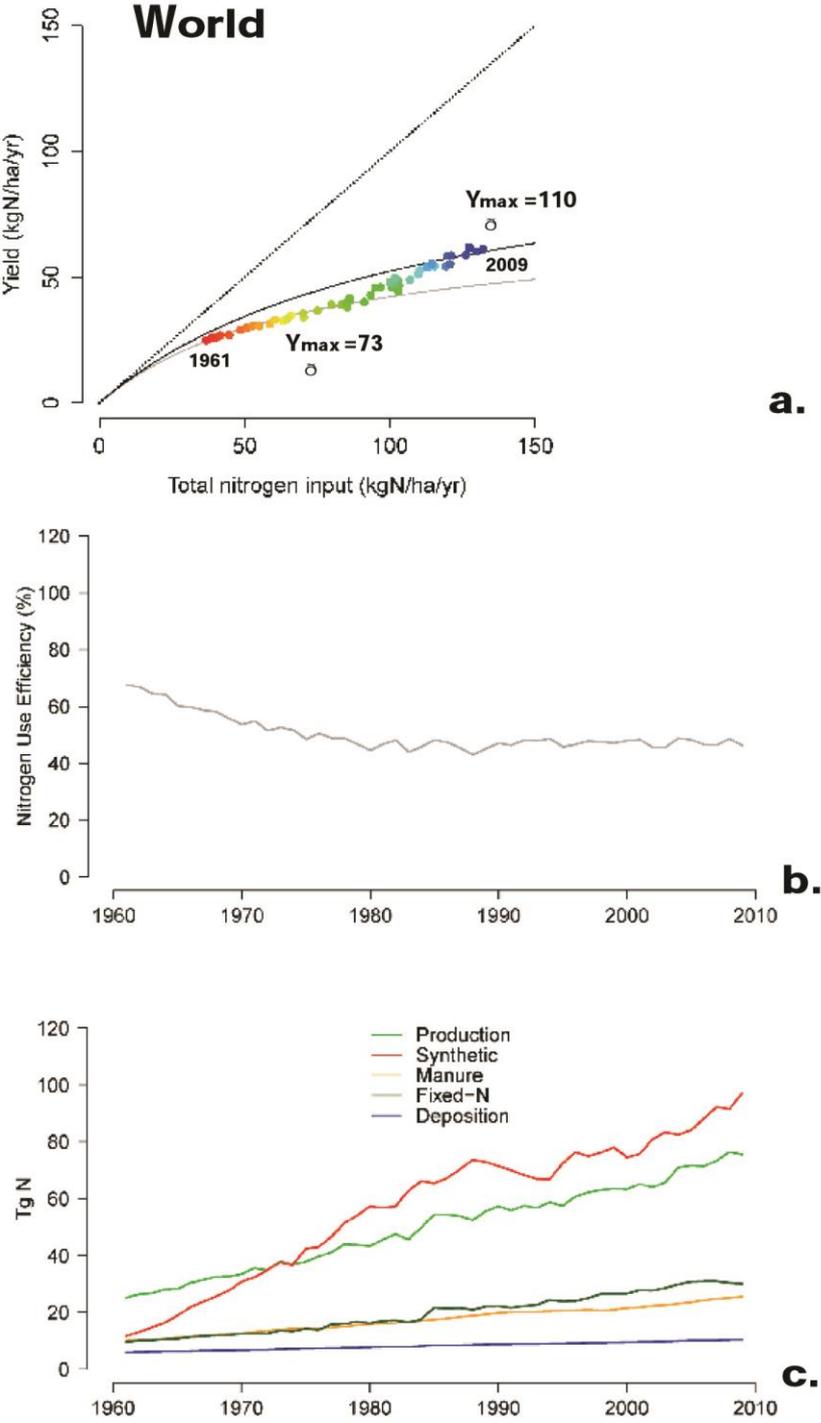
This higher efficiency of cropping systems relying largely on biological N fixation is observed for the largest soybean producers of South America as noted by Liu *et al* (2010) as well as for less productive countries in Africa and Asia with significant production of rice, groundnuts and beans. The higher NUE associated to nitrogen fixation is likely explained by a higher efficiency in the incorporation by legumes of their self-supplied nitrogen (Herridge and Peoples 1990). Also, the increase of the price of synthetic fertilizers might have encouraged the use of other sources of N in a most efficient way.



**Figure 2-4 :** (a) Distribution of the share of symbiotic fixation and synthetic fertilizers in total N inputs to cropland by countries in 2000-2009. (b) Observed relationship between NUE and the proportion of symbiotic fixation, or of synthetic fertilisers in total N inputs to cropland in the period 2000-2009.

### 3.4 Global trends

At the global scale, lumping together all cropping systems of the world, a type II Y/F trajectory is observed, with a shift during the 1980’s from one Y/F relationship characterized by a Ymax of ~70 kgN/ha/yr to an improved one with Ymax of 110 kgN/ha/yr (Fig. 2-5a). The overall observed global trend is a distinct decrease of NUE in the 1961-1980 period (from 68% to 45%), followed by a stabilization during the last 30 years around 47% (Fig. 2-5b). The share of the different sources of N in the total inputs to cropland, depicted in Fig. 2-5c, change considerably during the last 50 years, with synthetic fertilizers now being the largest source. Despite that the total rate of N excreted by livestock is equivalent to synthetic fertilizer application, the manure, rarely used efficiently, finally reaches the crops at a much lower rate which nowadays is slightly lower than crop biological N- fixation (Fig. 2-5c).



**Figure 2-5 :** *The global cropping system: (a) Trajectory followed by global world cropping systems in the Y vs. F diagram (Y: crop yield in protein harvested, kgN/ha/yr; F: total N inputs to the cropland soil, kgN/ha/yr). (b) Trends in nitrogen use efficiency of the global cropping system c. Evolution of the components of the global cropping system budget.*

## 4. Conclusions

Currently, only 47% of the reactive nitrogen added globally onto cropland is converted into harvested products, compared to 68% in the early 1960s, while synthetic N fertiliser input increased by a factor of 9 over the same period. This means that more than half the nitrogen used for crop fertilisation is currently lost into the environment. Even though a significant improvement in NUE occurred in many countries after the 1980's, the present results suggest that a further increase of nitrogen fertilisation would result in a disproportionately low increase of crop production with further environmental alterations, unless cropping systems improve their efficiency substantially. In that respect, improvement of agronomical practices and development and proper application of environmental policies have been demonstrated to be efficient strategies. A better integration of crop and livestock systems can also contribute to increasing NUE at the local and global scale (Herrero *et al* 2010; Lassaletta *et al* 2014a; Bonaudo *et al* 2014; Soussana and Lemaire, 2014). Moreover, our data suggest that an increase in the contribution of symbiotic N fixation would result in increasing NUE. Peoples *et al* (2009) have stressed that the potential of symbiotic nitrogen fixation is currently largely underexploited, given that very few countries have a fraction of arable land devoted to legume crops greater than a few percent. Increased areas of legumes might be achieved by including more leguminous crops in rotations, or by the introduction of short-duration legume green manures or 'catch crops' (Blesh and Drinkwater 2013).

By evidencing the long-term response of N inputs to the soil in terms of production and potential losses to the environment, this paper provides a summarised and comprehensive diagnosis of the effective changes in agronomical and environmental performances of the cropping systems of 124 countries of the world.

## Acknowledgments

This study was partly supported by the SeasERA EMoSEM project (ANR-12-SEAS-0005-01). We wish to thank the FIRE (Fédération Ile de France de Recherche en Environnement, CNRS and UPMC). We thank Javier Castrillo who developed several computer routines for the data management and Angel Udias for his help in preparing the figures. We are sincerely grateful to two anonymous reviewers for their detailed and constructive revision. The views expressed in this document are purely those of the authors and may not in any circumstances be regarded as stating an official position of the European Commission.

## References

- Alston J, Babcock B, Pardey P 2010 *The Shifting Patterns of Agricultural Production and Productivity Worldwide* (Iowa: Iowa State University, Ames)
- Álvarez R, Steinbach HS and De Paepe JL 2014 A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems *Agric. Ecosys. Environ.* **184** 1-8.
- Anglade J, Billen G, Garnier J (under review). New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe.

## Chapitre 2. Evolution de la relation rendement-fertilisation-surplus

- Anonymous 1992 *Fertilizer use by crop, IFA-FAO*. Downloadable from the FAO Fertstat website. (Rome: FAO)
- Billen G, Garnier J and Lassaletta L 2013 The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling N transfers at regional watershed and global scales *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **368** 20130123
- Billen G, Garnier J and Lassaletta L 2014 A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade *Global Food Security*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003>
- Blesh J and Drinkwater LE 2013 The impact of nitrogen source and crop rotation on nitrogen mass balances in the Mississippi River Basin *Ecol. Appl.* **23** 1017-35
- Bonaudo T, Bendahan, AB, Sabatier R, Ryschawy J, Bellon S, Leger F, Magda D and Tichit M 2014 Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *Eur. J. Agron.* **57**: 43-51
- Bouwman AF, Beusen AHW and Billen G 2009 Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochem Cy* **23** GB0A04
- Conant RT, Berdanier AB and Grace PR 2013 Patterns and trends in nitrogen use and nitrogen recovery efficiency in world agriculture. *Global Biogeochem. Cy.* **27**: 558-66
- Dentener F *et al* 2006 Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation *Global Biogeochem. Cy.* **20** B4003
- de Wit CT 1992 Resource use efficiency in agriculture. *Agric. Syst.* **40** 125-51
- Harmesen K 2000 A modified Mitscherlich equation for rainfed crop production in semi-arid areas: 1. Theory. *Netherlands J. Agric. Sci.* **48** 237-50
- FAO 2006 *Fertilizer and Plant nutrition Bulletin n°17* Downloadable from the FAO Fertstat website (Rome: FAO)
- Galloway JN *et al* 2003 The nitrogen cascade *BioScience* **53** 341-56
- George T 2014 Why crop yields in developing countries have not kept pace with advances in agronomy. *Glob Food Sec* **3** 49-58
- Heffer P 2013 *Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level. 2010-2011/10. International Fertilizer Industry Association* (Paris: IFA)
- Herrero M *et al* 2010 Smart Investments in Sustainable Food Production: Revisiting Mixed Crop-Livestock Systems *Science* **327** 822-5
- Herridge DF and Peoples MB 1990 Ureide assay for measuring nitrogen-fixation by nodulated soybean calibrated by n-15 methods *Plant Physiol.* **93**: 495-503
- Herridge DF, Peoples MB and Boddey RM 2008 Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems *Plant Soil* **311** 1-18
- Howarth RW, Boyer EW, Pabich WJ and Galloway JN 2002 Nitrogen use in the United States from 1961-2000 and potential future trends *Ambio* **31** 88-96

## Chapitre 2. Evolution de la relation rendement-fertilisation-surplus

- Howarth R, Swaney D, Billen G, Garnier J, Hong B, Humborg C, Johnes P, Mörth C-M and Marino R 2012 Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Front Ecol Environ* **10**: 37-43
- Kombiok J and Buah S 2013 Tillage depth effects on nodulation, nitrogen fixation and yield of three soybean varieties in the Northern Savanna zone of Ghana *Afr J Agric Res* **8** 2340-5
- Laberge G, Franke AC, Ambus P and Høgh-Jensen H 2009 Nitrogen rhizodeposition from soybean (*Glycine max*) and its impact on nutrient budgets in two contrasting environments of the Guinean savannah zone of Nigeria *Nutr Cycl Agroecosys* **84** 49-58
- Lassaletta L, Billen G, Grizzetti B, Garnier J, Leach AM and Galloway JN 2014a Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends *Biogeochemistry* **118** 225-41
- 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). *Reg Environ Change* **14** 785-97
- Llewelly RV and Featherstone AM 1997 A comparison of crop production functions using simulated data for irrigated corn in western Kansas *Agric Syst* **54** 521-538
- Liu JG *et al* 2010 A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **107** 8035-8040
- Mueller ND, Gerber JS, Johnston M, Ray DK, Ramankutty N and Foley JA 2012 Closing yield gaps through nutrient and water management *Nature* **490** 254-7
- Nijlandl GO, Schouls J and Goudriaan J 2008 Integrating the production functions of Liebig, Michaelis-Menten, Mitscherlich and Liebscher into one system dynamics model *Wageningen J. Life Sci. NJAS* **55** 199-224
- Oenema O, Oudendag D and Velthof GL 2007 Nutrient losses from manure management in the European Union *Livest Sci* **112** 261-72
- Peoples M *et al* 2009 The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems *Symbiosis* **48** 1-17
- Power JF and Alessi J 1971 Nitrogen fertilization of semiarid grassland: plant growth and soil mineral N levels *Agron J* **64** 277-80
- Richard 1951 *Physionomie de la fertilisation en France* (Paris: La Maison rustique)
- Salvagiotti F, Cassman KG, Specht, JE, Walters DT, Weiss A and Dobermann A 2008 Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review *Field Crop. Res.* **108**: 1-13
- Sattari SZ, van Ittersum MK, Giller KE, Zhang F and Bouwman AF 2014 Key role of China and its agriculture in global sustainable phosphorus management *Environ. Res. Lett.* **9** 054003

## Chapitre 2. Evolution de la relation rendement-fertilisation-surplus

- Schierhorn F *et al* 2013 Post-Soviet cropland abandonment and carbon sequestration in European Russia, Ukraine, and Belarus *Global Biogeochem. Cy.* **27** 1175-85
- Seitzinger SP *et al* 2010 Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends *Global Biogeochem. Cy.* **24** GB0A08
- Sinclair TR and Rufty TW 2012 Nitrogen and water resources commonly limit crop yield increases, not necessarily plant genetics. *Glob Food Sec* **1** 94-98
- Sheldrick W, Syers JK and Lingard J 2003 Contribution of livestock excreta to nutrient balances *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **66** 119-31
- Soussana J-F and Lemaire G 2014 Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems *Agric. Ecosyst. Environ.* **190**: 9-17
- Sutton MA *et al* (2013) *Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution* (Edinburgh: CEH & UNEP)
- Swaney DP, Hong B, Ti C, Howarth RW and Humborg C 2012 Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview. *Curr Opin Environ Sust* **4**: 203-11
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R and Polasky S 2002 Agricultural sustainability and intensive production practices *Nature* **418** 671-7
- van der Velde M *et al* 2014 African crop yield reductions due to increasingly unbalanced Nitrogen and Phosphorus consumption *Glob. Change Biol.* **20** 1278-88
- van Grinsven HJM *et al* 2012 Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive; a benchmark study *Biogeosciences* **9** 5143-60
- van Ittersum MK and Rabbinge R 1997 Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations *Field Crop. Res.* **52** 197-208
- van Ittersum MK *et al* 2013 Yield gap analysis with local to global relevance-A review *Field Crop. Res.* **143**:4-17
- Vanlauwe B, Wendt J, Giller KE, Corbeels M, Gerard B and Nolte C 2014 A fourth principle is required to define Conservation Agriculture in sub-Saharan Africa: The appropriate use of fertilizer to enhance crop productivity *Field Crop. Res.* **155** 10-13
- Velthof GL *et al.* 2009 Integrated Assessment of Nitrogen Losses from Agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE *J Environ Qual* **38** 402-17
- Vitousek PM *et al* 2009 Nutrient imbalances in agricultural development *Science* **324** 1519-1520.

## **Supplementary Information to the paper (Suppl. 1)**

### **Material and Methods**

Total fertilisation of cropland was defined as the total N input as synthetic fertilisers, symbiotic N fixation, manure application and atmospheric deposition onto cropland, excluding permanent grassland. The reason for focusing our analysis on cropland is that the fate of the agricultural surplus (excess N input over N export by plant harvest) strongly differs between cropland and permanent grassland, particularly with respect to the relative proportions of NH<sub>3</sub> volatilisation, denitrification, leaching and storage in the soil organic pool (Velthof *et al.* 2009; Billen *et al.* 2013). Note that temporary grassland (e.g. the FAOstat crop category “Grasses Nes for forage; Sil”), included within crop rotations, is considered as cropland. We provide here the details of the procedures and hypothesis made for estimating the N inputs to cropland.

Total annual crop production by each country was calculated taking into account the yearly harvested yield of 178 primary crops and their N content, as reported in Lassaletta *et al.* (2014).

Green fodder crops have been also considered with the exception of “pumpkins for fodder crops”. Indeed, having analysed the evolution of the green fodder crops available in the “Primary crops” FAO list, we have observed some inconsistencies regarding the data for “Pumpkins for fodder”.

Taking into account the poor information available regarding the fate of the crop residues which can be diverse (feed, fuel, incorporation, burning) and can vary very much according to period and country (Bouwman *et al.* 2011), we have not included crop residues in the N budget, neither as an output nor as an input. The cropland surface was estimated by summing up the surfaces of all individual crops. Only in the cases where this sum was higher than the stated value of the “arable land and permanent crops” surface area provided by the FAOstat resources module, the latest surface area was retained. This procedure allowed avoiding an overestimation of the real total cropland surface in those cases in which the double or triple counting of surface associated to crops that are cultivated in the same area during the same year have produced a total cropland surface higher than the physical surface. This correction has been done for about 20% of the cases.

### **1. Application of synthetic fertilizers to cropland**

Yearly data on synthetic N fertiliser application, under different N forms, for the entire period were obtained from the Resources module of the FAOstat database. Countries with more than 15 missing annual data entries were removed from the analysis. Occasional gaps were filled with data from the International Fertilizer Industry Association (<http://www.fertilizer.org/>) if

available and if not, by using figures of the closest years. FAO data on annual per country synthetic fertiliser use refers to total use in agriculture.

This information however is provided for the whole agricultural sector, without separating permanent pasture from agricultural area. We therefore had to subtract from these figures the proportion used for grassland fertilisation, which in some European countries such as Ireland and the Netherlands accounts for a significant proportion. This required information on synthetic N fertilization of permanent grassland and pasture in the world since the middle of the 20<sup>th</sup> century.

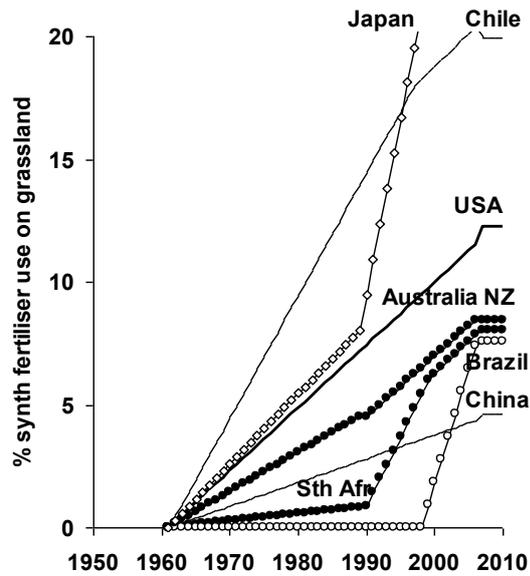
The information on per crop fertilizer consumption was previously established jointly by IFA and FAO, based on national reports (FAO 2006). The first available of these joint reports dates back to 1992 (Anonymous 1992) providing figures for 1990. The last joint report was published in 2002, and provides figures for 1995-1999 according to countries. Data for grassland are not provided for all countries; when, in that case, the total fertilizer use by crops equals the FAO total fertilizer estimation for the same year, we can consider that fertilizer use for grassland is negligible. IFA (International Fertilizer Association) provides estimates of fertilizer use per crop for most countries in the world in 2006-2007 (Heffer 2012). In this report, grasslands are aggregated within the category ‘other crops’, also containing root & tuber, pulse, nut, rubber, coffee, tea, tobacco, ornamental, turf and forestry. According to the author, the information is missing to provide figures for grassland only. These figures thus only provide a maximum estimate of the share of grassland in total fertilizer use by country. For Europe, EFMA (European Fertilizer Manufacturer Association) estimates fertilizer consumption by crop for all EU 27 countries (+Norway and Switzerland) for 2005/2006. In France, Agreste has carried out two ‘enquêtes prairies’, in 1982 and 1998 providing detailed data on agricultural practices of grassland management at the national and regional scale. Older data can be obtained from Richard (1951) who offered a prospective (at that time) estimate of the fertilizer use by crop in France at the end of 1950’s. For UK, detailed data on fertilizer use by crop are provided by the DEFRA agricultural statistics over the 1982-2011 period.

The following generalizations by world regions were stated by FAO for 2002 (Table SI-1).

**Table SI-1** : *Generalization of proportion of fertiliser use to grasslands by regions (FAO, 2006).*

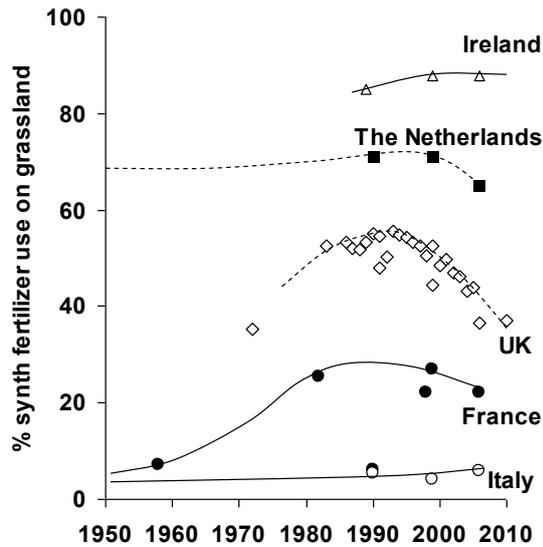
Region (2002)	% fertiliser use to grassland	Remarks
Central America	0.2	Grassland
South America	2.4	Grassland
Sub Saharan Africa	1.2	Others
West Asia and North Africa	4.4	Fodder
South Asia	18.4	Other, incl. fruits, tea, vegetables, forage,
South East Asia	0	

Outside Europe, the share of permanent grassland in the total fertilisation always seems to remain below 20%. For the USA, the place outside Europe where it is currently the most significant (together with Japan and Chile), Power and Alessi (1971) claimed in the beginning of the 1970ies that *the use of fertilizers on semiarid grasslands is a relatively new practice*. Fig. S1-1 shows the reconstruction we made of the fraction of total synthetic fertiliser applied to permanent grassland for the few countries were it is significant outside Europe.



**Figure S1-1 :** Fraction of total synthetic N fertiliser applied to grassland in non-European countries, since the end of the 1950's.

For **Europe**, more detailed data is available. The data for France allows to finely tracing the chronology of grassland fertilisation (Fig. S1-2). The share of grassland fertilisation in France was relatively small at the end of the 1950's (7%), and increased to reach a maximum of 27% in the 1990's, before slightly decreasing in the recent years. In the UK (England, Wales and Scotland), the percentage of fertiliser use on grass, which was over 50% in the beginning of the 1990's, has now decreased to about 30%. Countries like Ireland and the Netherlands have a long tradition of fertilising grassland with mineral N; the share of grassland in fertiliser consumption was likely already at a high level (>65%) in the 1960's, although a recent decrease is observed in the Netherlands. The practice of grassland mineral fertilisation has always been and is still marginal in Mediterranean countries (Italy, Spain, Portugal and Greece).



**Figure S1-2 :** *Percentage of total synthetic N fertilizer use applied to grassland in European countries, since the end of the 1950ies.*

All data collected from the above mentioned sources were used to provide the best estimate of the proportion of synthetic fertilizers applied to grassland by country and year from 1961 to 2009, as indicated in the annexed file (Suppl.1 (Annex).csv).

## 2. Symbiotic nitrogen fixation

To estimate the crop biological nitrogen fixation by fixing crops included in the FAOstat database and its evolution during the past 50 years, we used a yield-based approach assuming that crop yield is the factor that best aggregates variables associated with crop, soil and climatic conditions including available N, soil moisture, vigor of stand, and other management factors influencing N<sub>2</sub> fixation:

$$N_{\text{fixed}} = \%N_{\text{dfa}} * \frac{Y}{\text{NHI}} * \text{BGN}$$

where % Ndfa is the percentage of N uptake derived from N fixation, Y is the harvested yield (expressed in kgN/ha/yr), NHI is the N harvest index, defined as the ratio of the harvested material to the total above-ground production, and BGN is a multiplicative factor taking into account the contribution to total N<sub>2</sub> fixation of below-ground fixation associated with roots and nodules production as well as to rhizodeposition via exudates and decaying root cells and hyphae.

For sugar cane, rice, paddy and forage products, we applied a constant rate of biological fixation per hectare, as suggested by Herridge et al. (2008).

**Table S1-2** : Values of % Ndfa (is the percentage of N uptake derived from N fixation), NHI (N-harvest Index), BGN factor (belowground-N, roots + rhizodeposition) used to estimate total biological N-fixation by legumes.

Legume	Location	% Ndfa	References and comments	NHI	BGN
<b>Fodder for forage, silage</b>					
Alfalfa, Clover etc.	Overall	78	Anglade et al. (in review)	0.9	1.7
<b>Oilseeds</b>					
Groundnuts	Overall	68	Herridge et al. (2008)	0.5	1.3
Soybean	Overall	57	Salvagiotti (2008), F < 10 kgN/ha/an	0.73	1.4
	U.S.	60	Herridge et al. (2008)	0.73	1.4
	Brazil	80	Herridge et al. (2008), inoculation	0.73	1.4
	Argentina	40	Alvarez et al., 2013 (high N availability)	0.73	1.4
	China	50	Salvagiotti, 2008 (F ~ 50 kgN/ha/an)	0.73	1.4
	Africa	80	Laberge et al. , 2009 ; Kombiok et al. 2013	0.73	1.4
<b>Pulses</b>					
Common beans	Overall	40	Herridge et al. (2008)	0.75	1.3
Faba bean	Overall	75	Anglade et al. (in review)	0.75	1.3
Green	Overall	68	Anglade et al. (in review)	0.5	1.3
Other pulses	Overall	68	Anglade et al. (in review)	0.75	1.3

NHI and BGN figures have been obtained in Arunachalam and Radhakrishna (1992), McDonagh et al. (1993), Toomsan et al. (1995), Ambate et al. (2004), Sakonnakhon et al. (2005)

The % Ndfa values for crop legumes (Table S1-2) were mainly sourced from Anglade et al. (under review) who recently reviewed the literature on biological nitrogen fixation in experimental field and farm conditions. Based on a statistical meta-analysis they proposed to group legumes between pulse crops, with Ndfa of 68 % and forage (alfalfa, clovers), with Ndfa of 78 %. Among pulse crops, faba bean has the highest capacity for N<sub>2</sub> fixation, and is in a group by itself, with an average Ndfa of 75%.

Additional information on common beans, which were cultivated in 2009 in more than 25 Mha, was sourced from Herridge et al. (2008), who reported that it has the lowest capacity, with an average Ndfa of 40 %. Those groupings are consistent with those described in Herridge et al. (2008), but we use Ndfa values slightly higher.

For most crops, we used global mean values, as no clear regional differences were apparent. Only in the case of soybean, % Ndfa was differentiated by country as this crop extended in 2009 on 23 % of the agricultural lands dedicated to forage and grain legumes and is responsible for 53 % of total N fixed by cultivated legumes globally (Table S1-3). Herridge et al. (2008) underlined the need to differentiate % Ndfa values for the principal soybean-producing countries because of large variations in soil type, climate and plant-cultural practices among those countries. Nowadays, only four countries contributes to nearly 80 % of soybean areas in the world (US: 31%; Brazil: 22%; Argentina: 17%; China: 9%) (Table S1-

4). For the U.S. and Brazil, we adopted the average Ndfa values of respectively 60% and 80%, proposed by Herridge et al. (2008). The high value reported in Brazil is attributed to the widespread use of rhizobial inoculants coupled with low inputs of fertilizers and no-tillage systems. Like Brazilian farmers, Argentinian soybeans farmers commonly use inoculants and no-tillage systems, so that Herridge use a similar Ndfa value of 60%. Nonetheless, recent regional studies in the Pampas (Di Ciocco et al. 2011; Alvarez et al. 2014) reported much lower values, around 40 % probably associated with the naturally high soil fertility of the region (around 240 kgN/ha/yr), which is accentuated by the fact that 60 % of soybean is cultivated after soybean, 25 % after corn and only 15 % after wheat (Alvarez et al. 2014). For China, we assumed that N fixation is repressed by fertilizer inputs plus mineral N in the soil from previous crops. Salvagiotti et al. (2008) who did a review on N fixation and its response to fertilizer N in soybeans, reported an average % Ndfa value of 50 % for a fertilization between 10 and 85 kgN/ha/yr. We selected this value which is consistent with Herridge et al. (2008).

The vast majority of published data on N<sub>2</sub> fixation measures the fraction of nitrogen derived from the atmosphere (% Ndfa) in shoots only. It is now acknowledged that this causes severe underestimation because of the significant contribution of below-ground N fixation (BGN) (Walley et al. 2007; Herridge et al. 2008; Unkovich et al. 2010).

The values used in this paper (Table S1-2), were sourced from Anglade et al. (under review), in which data from a number of field and pot experiments were summarized. For fodder legumes, mainly alfalfa (*Medicago sativa*) and clovers (*Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Trifolium subterranean*, *Trifolium alexandrinum*, *Trifolium persan*, *Trifolium incarnatum*), published values for BGN as a percentage of total plant N ranging from 19% to 75%. For pulse crop legumes, BGN contributions ranged from 11 % to 56 % as a percentage of total plant N. Authors showed that the mean BGN values of forage (41% ± 15 (SD)) and grain crops (26 % ± 15 (SD)) were statistically different. We thus used those general values, 1.3 for grain and 1.7 for forage legumes, as a rule of thumb to predict total N<sub>2</sub> fixation, since they probably result in a more accurate estimate of total N<sub>2</sub> fixed than if they were not applied at all. For soybean, which was not studied in Anglade et al. (under review), we took a factor of 1.4 from Rochester et al. (1998) and Laberge et al. (2008).

**Table S1-3** : Areas and estimates of N fixed annually by N<sub>2</sub>-fixing agents using FAO statistical data for 2009 (FAOSTAT).

<b>Legume</b>	<b>Location</b>	<b>Area Mha (%)</b>	<b>N-fixed TgN (%)</b>	<b>N-fixed kgN/ha/yr</b>
<b>Fodder for forage, silage</b>				
Alfalfa	Overall	12.8 (3.0)	2.1 (6.9)	164
Clover	Overall	2.7 (0.6)	0.6 (2.1)	222
Leguminous for silage	Overall	2.5 (0.3)	0.3 (1)	120
Grasses Nes <sup>a</sup>	Overall	15.4 (3.6)	0.2 (0.6)	13
Green oilseed for silage	Overall	4.0 (0.9)	0.3 (1)	75
Forage products	Overall	18.6 (4.3)	0.3 (0.9)	15
<b>Oilseeds</b>				
Groundnuts	Overall	23.9 (5.5)	1.9 (6.4)	79
Soybean	Overall	99.3 (23)	16 (53.2)	161
	U.S.	30.9 (7.1)	6.4 (21)	207
	Brazil	21.8 (5.0)	5.3 (17.8)	243
	Argentina	16.8 (3.9)	1.4 (4.8)	83
	China	9.2 (2.1)	0.9 (2.9)	98
	Africa	1.4 (0.3)	0.2 (0.5)	143
<b>Pulses</b>				
Beans, green	Overall	1.3 (0.5)	0.2 (0.5)	154
Bambara beans	Overall	0.1 (0.0)	0.0 (0.1)	27
Chickpea	Overall	11.6 (2.7)	0.4 (1.3)	34
Common beans	Overall	25.3 (5.9)	0.5 (1.7)	20
Cow peas	Overall	9.0 (2.1)	0.2 (0.7)	22
Faba bean	Overall	2.5(0.6)	0.2 (0.7)	80
Green pea	Overall	2.1 (0.5)	0.1 (0.3)	48
Lentil	Overall	3.7 (0.9)	0.2 (0.6)	54
Leguminous vegetables	Overall	0.3 (0.1)	0.0 (0.1)	33
Lupin	Overall	0.7 (0.2)	0.0 (0.1)	61
Pea	Overall	6.3 (1.4)	0.4 (1.5)	63
Pigeon pea	Overall	4.5 (1.0)	0.1 (0.5)	22
Pulses, nes	Overall	4.1 (1.0)	0.1 (0.5)	24
Vetches	Overall	0.5 (0.1)	0.1 (0.2)	100
Rice, paddy	Overall	158 (36.5)	5.2 (17.4)	33
Sugar cane	Overall	23.1 (5.3)	0.6 (2)	25
<b>Total</b>	<b>Overall</b>	<b>432</b>	<b>30.1</b>	

<sup>a</sup> The non alfalfa hay areas were assumed to have 25 % leguminous crops such as clovers

### 3. Animal excretion and manure application on grassland

To estimate the animal excretion factors, we have followed the Sheldrick et al. (2003) methodology that assumes that excretion rate of a given livestock category is proportional to the production rate of slaughtered animal weight. To do so we have calculated the ratio N excretion /slaughter weight per head by using the national excretion factors provided by the United Nations Framework Convention on Climate Change – National inventories :

([http://unfccc.int/national\\_reports/annex\\_i\\_ghg\\_inventories/national\\_inventories\\_submissions/items/7383.php](http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/7383.php)).

We have selected 13 diverse countries and 3 periods 1990, 2000 and 2009 (namely Australian, Belgium-Luxemburg, Canada, France, Ireland, Japan, Kazakhstan, New Zealand, Portugal, Spain, Turkey, United Kingdom and USA). The ratios that we obtained are in the range of those proposed by Sheldrick (Table S1-4). For dairy cows we followed the same approach using milk production as a proxy instead of meat production. We have calculated different ratios for dairy and for other cattle stocks using the dairy stocks provided in the FAOstat “livestock primary” module. These stocks have been subtracted from the total cattle stock to estimate non-dairy cattle. From this procedure, we were able to define a particular excretion factor for each type of animal, country and year.

**Table S1-4 :** *Ratio between animal excretion and animal slaughtered weight used to calculated animal excretion rates per head for each country/year.*

Livestock	Milk or slaughtered production kg/head/y	Excretion (kg N/head/yr)	Ratio kgN excr/head/yr: kg/head/yr slaughtered
Dairy Cattle <sup>1</sup>	5183	101	0.02
Non-Dairy Cattle	271	50	0.19
Swine	77	11	0.14
Sheep	19	10	0.52
Goat	14	14	1.01
Horses	223	44	0.20
Chicken	1.5	0.6	0.40

<sup>1</sup> For dairy cattle kgMilk/head/yr

The proportion of N excreted that is finally used as manure applied onto cropland was taken from the estimates of Sheldrick et al. (2003) at the regional level and also for each type of animal (Table S1-5) It was considered that 30% of the available manure is lost during management and storage before reaching the crop, as proposed by Oenema et al. (2007) for Europe. This proportion is in the range of that proposed by Liu et al. (2010) at the world scale (28-36%). We finally discount the amount of N that is applied to permanent grasslands by

applying the proportions provided by Liu et al. (2010) at regional and, in some cases, at the country scale.

**Table S1-5 :** *Percentage of N in excretion used as manure on croplands and grasslands, not including losses in animal waste management systems (based on Sheldrick et al. 2003).*

World Regions	Cattle	Goat	Horse	Sheep	Pig	Poultry
Africa	10	10	10	10	77	70
N. America	30	8	30	10	80	80
C. America	10	10	10	10	70	70
S. America	10	10	10	10	70	70
W. Asia	10	10	10	10	71	70
S. Asia	46	31	34	10	71	70
E. Asia	49	10	46	10	80	80
E. Europe	50	9	51	10	80	80
W. Europe	65	10	65	10	90	90
FSU	40	10	40	10	70	70
Oceania	30	10	63	10	80	80

#### 4. Atmospheric deposition

Deposition of oxidised and reduced nitrogen compounds onto croplands was calculated from the GlobalNEWS database (Seitzinger et al. 2010) by extrapolating linearly between available years. The atmospheric deposition data used in GlobalNEWS are derived for the year 2000 from Dentener et al. (2006) and previous figures were obtained by scaling deposition fields for this year following Bouwman et al. (2009). We calculated the input of N per ha (yearly national average) and we applied this input per ha into the surface of cropland considered in this study. We have performed a quality control comparing the national inputs estimated by EMEP model (<http://www.emep.int/>) for 13 European countries for the years 1980, 1990, 2000 and 2009 and our own calculations based on GlobalNEWS obtaining a very satisfactory coherence between both approaches ( $R^2 = 0.97$ )

#### 5. Uncertainties and limitations

The establishment of agricultural budgets at large temporal and spatial scales requires several assumptions and generalizations (Liu et al. 201; de Vries et al. 2011; Bouwman et al. 2011). These assumptions generate some unavoidable uncertainties and limitations. We have gathered here those that we consider more important.

The estimation of crop productivity based on fixed global nutrient contents is an important point in any nutrient budget (Swaney and Lassaletta, 2014). Real N contents can vary locally according to genetic variety and also to management practices and local environmental

conditions, but taking these variations into account is unfortunately unaffordable at these time and spatial scales.

Estimation of animal excretion is another source of uncertainty. The result can be very sensitive to the use of fixed excretion factors instead of factors based on productivity. For example the application of the fixed excretion factors proposed by Van der Hoek (1998) for the year 1994 to the year 2009 results in a global estimate of livestock excretion of 120 TgN, while our more detailed approach yields 106 TgN. These differences can be much more important in some countries with very low or very high production when compared with the average excretion factor of a region. For example a cow in Benin in 1973 produced as average only 100 kg of milk/head/y while in South Africa in 2007 the production is 3880 kg/head/y, so that using a regional average per head value can lead to large errors. Despite we have considered that the calculation of excretion rates proportional to production can be finer than a fix regional rate, several other factors can affect the final rate.

The method for estimating symbiotic N fixation can also produce differences in the final result (Hong et al., 2013). N fixation has frequently been estimated by using area-based N fixation coefficients. A calculation based on production provides much better estimations. Soybean is the most important fixing crop of the world representing 52% of total N crop fixation in 2009. Due to the high variability of the yield of soybeans in the different world regions, an area-based estimation could produce important distortions in the global results. The application of a regional Ndfa instead of a fixed value can also affect the results. For example, the application of the average Ndfa (68%) calculated by Herridge et al. (2008) for soybeans instead of a regional factor produces little changes in the total N fixed by soybeans in 2009 (17.7 and 16 TgN, respectively). In some countries the differences can be, however, significant. This is the case of Argentina where using a global average factor we estimated 2.4 TgN fixed by soybeans in 2009 whereas we estimated 1.4 TgN when applying a regional factor.

There are other sources of N inputs that have not been considered in this study such as irrigation water, sewage, household compost, processing wastes and crop residues that could affect the final budget and could also produce uncertainties in the detection of N mining situation that we have evidenced in some cases. As a whole, although many of available data in literature were used for this study, further global analysis and more experimental research would be still necessary for reducing uncertainties.

### References Suppl. 1

- Alvarez R, Steinbach HS and De Paepe JL 2014. A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agric Ecosys Environ* 184: 1-8
- Ambate O, Alves BJR, Urquiaga S and Boddey RM 2004 Nitrogen fixation by groundnut and velvet bean and residual benefit to a subsequent maize crop. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39: 1183- 90
- Anglade J, Billen G, Garnier J (under review). New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe

## Chapitre 2. Supplementary Information to the paper (Suppl.1)

- Anonymus. 1992. Fertilizer use by crop, IFA-FAO, downloadable from the FAO Fertstat website. Rome: FAO
- Arunachalam V and Radhakrishna R 1992 Nitrogen harvest index in relation to productivity in groundnut (*Arachis hypogaea* L). *J Oilseeds Res* 8: 186- 94
- Billen G, Garnier J and Lassaletta L. 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling N transfers at regional watershed and global scales. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368:20130123
- Bouwman AF, Beusen AHW and Billen G 2009 Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochem Cy* 23. GB0A04
- Dentener F *et al.* 2006 Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochem Cy* 20:B4003
- Bouwman L, Goldewijk KK, Van Der Hoek KW, Beusen AHW, Van Vuuren DP, Willems J, Rufino MC and Stehfest E 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 110: 20882-7
- de Vries W, Leip A, Reinds GJ, Kros J, Lesschen JP, Bouwman AF 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159: 3254-68
- Di Ciocco C, Coviella C, Penon E, Diaz-Zorita M, Lopez S, 2008. Short communication. Biological fixation of nitrogen and N balance in soybean crops in the pampas region. *Span J Agric Res* 6: 114-9
- FAO. 2001. Food balance sheets. A handbook. Rome: FAO
- FAO. 2006. Fertilizer and Plant nutrition Bulletin n°17, downloadable from the FAO Fertstat website. Rome: FAO
- Heffer P. 2013. Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level. 2010-2011/10. International Fertilizer Industry Association. Paris: IFA
- Herridge DF, Peoples MB and Boddey RM. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311: 1-18
- Hong B, Swaney DP, Howarth RW 2013. Estimating Net Anthropogenic Nitrogen Inputs to U.S. Watersheds: Comparison of Methodologies. *Environ. Sci. Technol.* 47: 5199-207
- Kombiok J and Buah S 2013. Tillage depth effects on nodulation, nitrogen fixation and yield of three soybean varieties in the Northern Savanna zone of Ghana. *Afr J Agric Res* 8: 2340-5
- Laberge G., Franke AC, Ambus P and Høgh-Jensen H 2009. Nitrogen rhizodeposition from soybean (*Glycine max*) and its impact on nutrient budgets in two contrasting environments of the Guinean savannah zone of Nigeria. *Nutr Cycl Agroecosys* 84: 49-58
- Lassaletta L, Billen G, Grizzetti B, Garnier J, Leach AM and Galloway JN. 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118: 225-41
- Liu JG *et al* 2010 A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107 8035-8040
- McDonagh JF, Toomsan B, Limpinuntana V and Giller KE 1993. Estimates of the residual nitrogen benefit of groundnut to maize in Northeast Thailand. *Plant Soil* 154: 267- 77

Chapitre 2. Supplementary Information to the paper (Suppl.1)

- Oenema O, Oudendag D, Velthof GL. 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livest Sci* 112: 261-72
- Power JF and Alessi J 1971. Nitrogen fertilization of semiarid grassland: plant growth and soil mineral N levels. *Agron J* 64: 277-80
- Rochester IJ, Peoples MB, Hulugalle NR and Gault RR 1998 Faba beans and other legumes add nitrogen to irrigated cotton cropping systems. *Aus J Exp Agric* 38: 253-60
- Richard. 1951. *Physionomie de la fertilisation en France*. Paris: La Maison rustique
- Van der Hoek KW.1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environ Poll* 102: 127-32
- Sakonnakhon SPN, Toomsan B, Cadisch G, Baggs EM, Vityakon P, Limpinuntana V, Jogloy S and Patanothai A 2005 Dry season groundnut stover management practices determine nitrogen cycling efficiency and subsequent maize yields. *Plant Soil* 272: 183- 99
- Salvagiotti F, Cassman KG, Specht, JE, Walters DT, Weiss A and Dobermann A 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Res* 108: 1-13
- Seitzinger SP *et al.* 2010. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochem Cy.* 24: GB0A08
- Sheldrick W, Syers JK and Lingard J. 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutr Cycl Agroecosys* 66: 119-31
- Swaney DP and Lassaletta L 2014 Tables of nitrogen and phosphorus contents of foodstuffs and livestock feeds. URL: [http://www.eeb.cornell.edu/biogeo/nanc/Food\\_Feed/N&P\\_Tables.htm](http://www.eeb.cornell.edu/biogeo/nanc/Food_Feed/N&P_Tables.htm)
- Toomsan B, McDonagh JF, Limpinuntana VJHA and Giller KE 1995 Nitrogen fixation by groundnut and soyabean and residual nitrogen benefits to rice in farmers' fields in Northeast Thailand. *Plant Soil* 175 (1): 45- 56
- Unkovich MJ, Baldock, J and Peoples MB 2010. Prospects and problems of simple linear models for estimating symbiotic N<sub>2</sub> fixation by crop and pasture legumes. *Plant Soil* 329: 75-89
- Velthof GL *et al.* 2009 Integrated Assessment of Nitrogen Losses from Agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE *J Environ Qual* 38: 402-17
- Walley FL, Clayton, GW, Miller PR, Carr PM and Lafond GP 2007 Nitrogen Economy of Pulse Crop Production in the Northern Great Plains. *Agron J* 99: 1710-8

## Supplementary Information to the paper (SM 2)

### Results

#### 1. Y/F trajectories for all countries and corresponding Ymax

For 124 countries, the trajectories described over the period 1961-2009 by the evolution of crop production and total N inputs to cropland was established. From all or part of these trajectories a relationship between N yield and N inputs can be evidenced. A single parameter hyperbolic curve was fitted to the data, considering separately the first and the last decades of the period. The adjusted parameter of the relationship for the two periods is provided in table SM 2-1.

The detailed data and the graphical representation of the trajectories for each country are shown in the annex below.

**Table S2-1:** *Yield/Fertilisation relationship by country and corresponding Ymax values.*

Country	Period 1	Ymax	R <sup>2*</sup>	Period 2	Ymax	R <sup>2*</sup>	Trajectory
Afganistan	1961-2000	95	-0.16	2000-2009	Nmining		IV
Albania	1961-1990	59	0.82	2000-2009	139	0.57	II
Algeria	1961-2009	Nmining		1961-2009	Nmining		IV
Angola	1961-1966	Nmining		1967-2009	20	-0.1	IV
Argentina	1961-2009	Nmining		1961-2009	Nmining		IV
Australia	1961-2009	84	0.53	1980-2009	88	0.3	I
Austria	1961-1995	123	0.67	2006-2009	308	-0.6	III
Bangladesh	1961-1995	79	0.89	2006-2009	164	0.5	II
Belgium	1961-1997	80	0.89	2003-2009	154	0.6	II
Belize	1961-1998	35	-0.11	1999-2009	54	-0.29	II
Benin	1961-2001	78	0.77	2002-2009	Nmining		IV
Bolivia	1961-1993	48	0.55	1995-2009	157	0.8	II
Botswana	1961-2009	12	0.24	2000-2009	14	0.1	I
Brazil	1961-1994	80	0.88	2000-2009	163	0.7	II
Bulgaria	1961-2009	74	0.4	2000-2009	85	-0.1	I
Burkina Faso	1961-2009	80	0.87	2000-2009	94	0.6	I
Burundi	1961-2000	Nmining		2000-2009	162	-1.3	IV
Cote d'Ivoire	1961-2009	22	0.46	2000-2009	32	0.2	I
Cambodia	1961-1994	33	0.23	1998-2009	87	0.2	II
Cameroon	1961-2004	31	0.46	1961-2009	36	0.5	I
Canada	1961-1975	Nmining		1980-2009	189	0.6	I
Central Africa	1961-2009	29	0.93	1961-2009	29	0.93	I
Chad	1961-2009	47	0.56	1961-2009	47	0.56	I
Chile	1961-2006	121	0.94	2006-2009	102	-0.1	I
China	1961-2004	118	0.95	2005-2009	139	0.63	I

Chapitre 2. Supplementary Information to the paper (Suppl. 2)

<b>Country</b>	<b>Period 1</b>	<b>Ymax</b>	<b>R<sup>2*</sup></b>	<b>Period 2</b>	<b>Ymax</b>	<b>R<sup>2*</sup></b>	<b>Trajectory</b>
Colombia	1961-2009	40	0.84	2005-2009	46	0.13	I
Congo	1961-2009	26	-0.21	1961-2009	26	-0.21	I
Congo (DPR)	1961-2009	50	0.8	1995-2009	53	-2	I
Costa Rica	1961-2009	28	0.54	2000-2009	30	-0.67	I
Cuba	1961-1999	18	0.32	2000-2009	32	-1.9	III
Cyprus	1961-2009	47	0.56	2000-2009	43	0.1	I
Czechoslovakia	1961-2975	92	0.77	1981-2009	156	-0.84	III
Denmark	1961-1996	79	0.89	2005-2009	161	0.59	III
Dominican Rep	1961-2009	29	0.33	2000-2009	30	0.3	I
Ecuador	1961-2009	29	0.54	2000-2009	31	-0.21	I
Egypt	1961-2009	343	0.94	2000-2009	347	-1.49	I
El Salvador	1961-2009	36	0.38	2000-2009	40	0.23	I
Ethiopia	1961-2000	73	0.78	2000-2009	Nmining		IV
Finland	1961-1982	63	0.43	1991-2009	132	-0.24	III
France	1961-1975	103	0.65	1994-2009	297	-1.1	III
FSU	1966-1993	65	0.01	2000-2009	Nmining		IV
Gabon	1961-2009	27	0.78	1995-2009	32	-0.2	I
Gambia	1961-2009	79	0.79	2000-2009	63	0.75	I
Germany	1961-1982	113	0.56	1992-2009	302	0.1	III
Ghana	1961-1990	32	0.24	1990-2009	Nmining		IV
Greece	1961-1984	75	0.79	2003-2009	195	0.21	IV
Guatemala	1961-2009	40	0.38	2000-2009	35	-0.39	I
Guinea	1961-2009	60	0.76	1995-2009	77	0.53	I
Guyana	1961-2009	62	0.2	2000-2009	81	0.15	III
Honduras	1961-2009	28	0.55	2000-2009	24	0.88	I
Hungary	1961-1997	89	0.73	2003-2009	167	0.18	III
India	1961-2009	51	0.82	1995-2009	59	0.58	I
Indonesia	1961-2009	68	0.97	1995-2009	69	0.44	I
Iran	1961-2009	63	0.82	1995-2009	73	0.12	I
Iraq	1961-1972	Nmining		1973-2009	29	-1.1	IV
Ireland	1961-1986	120	0.15	2000-2009	177	-0.3	II
Israel	1961-2009	77	0.45	1994-2009	71	0.1	I
Italy	1961-1975	76	0.92	1990-2009	159	-0.1	III
Jamaica	1961-2009	23	0.26	2000-2009	25	-1.6	I
Japan	1961-2009	138	0.3	1990-2009	139	-0.3	I
Jordan	1961-1975	Nmining		1975-2009	36	0.59	IV
Kenya	1961-2009	58	-0.22	2000-2009	45	-0.8	I
Korea (North, DPR)	1961-1990	73	0.92	1991-2009	93	0.85	III
Korea (South)	1961-2009	141	0.5	2000-2009	135	0.2	I
Laos	1961-1967	29	0.61	1978-2005	89	0.42	II
Lebanon	1961-1985	31	0.3	1990-2009	57	-1.9	III
Lesotho	1961-1980	Nmining		1981-2009	22	-0.42	IV
Lybia	1961-2009	22	0.75	2000-2009	20	-1.0	I
Madagascar	1961-2000	56		2001-2009	Nmining		IV
Malawi	1961-1974	Nmining		1975-2005	72	0.55	IV
Malaysia	1961-2009	17	-0.7	1995-2009	16	0.4	I
Mali	1961-2008	59	0.28	1990-2009	77	0.13	II
Malta	1961-1974	53	0.53	1994-2009	110	0.1	III
Mauritius	1961-2009	28	0.12	1995-2009	29	-0.2	I
Mexico	1961-2001	63	0.94	2002-2009	96	0.3	II
Mongolia	1961-2009	20	-0.07	1995-2009	18	0.0	I
Morocco	1961-2009	Nmining		1961-2009	Nmining		IV

Chapitre 2. Supplementary Information to the paper (Suppl. 2)

Country	Period 1	Ymax	R <sup>2*</sup>	Period 2	Ymax	R <sup>2*</sup>	Trajectory
Mozambique	1961-1974	Nmining		1975-2008	44	0.55	IV
Myanmar	1961-1999	76	0.59	2000-2009	430	0.5	II
Nepal	1961-1998	82	0.69	2001-2009	225	-2.1	II
Netherlands	1961-1975	93	0.31	1995-2009	161	-0.8	III
New Zealand	1961-1975	54	0.02	1997-2009	118	0.7	II
Nicaragua	1961-1999	42	-1.29	2000-2009	49	-0.2	I
Niger	1961-2008	21	0.62	1990-2008	18	0.58	I
Nigeria	1961-1994	64	0.84	1995-2009	Nmining		IV
Norway	1961-2009	89	0.13	1995-2009	93	0.0	I
Oman	1961-1984	18	0.55	1995-2009	78	0.19	II
Pakistan	1961-1975	47	0.85	1994-2009	52	0.5	I
Panama	1961-2009	31	0.5	1995-2009	32	-0.2	I
Paraguay	1961-1970	68	-1.17	1970-2009	Nmining		IV
Peru	1961-2009	71	0.6	1995-2009	74	0.3	I
Philippines	1961-2000	52	0.75	2005-2009	96	-1.5	III
Poland	1961-1980	73	0.8	1990-2000	120	0.5	III
Portugal	1961-1981	23	-0.38	1991-2009	64	0.9	III
Romania	1961-1989	78	0.78	2001-2009	147	0	III
Rwanda	1961-2009	Nmining		1961-2009	Nmining		IV
Saudi Arabia	1973-2009	85	0.77	2000-2009	90	0.2	I
Senegal	1961-2009	41	0.6	1990-2009	41	0.44	I
Sierra Leone	1961-2009	49	0.49	1990-2009	39	0.48	I
Somalia	1961-2009	12	0	1990-2009	12	0.04	I
South Africa	1961-2000	66	0.62	2001-2009	96	0.3	II
Spain	1961-2000	62	0.63	2001-2009	75	0	II
Sri Lanka	1961-2009	42	0.65	2001-2009	49	0	I
Sudan	1961-2009	27	0.19	1990-2009	22	0.08	I
Suriname	1961-2009	114	0.24	1961-2009	114	0.24	I
Swaziland	1961-1967	35	0.12	1978-2005	44	-0.88	I
Sweden	1961-1989	112	0.41	2000-2009	170	-0.5	III
Switzerland	1961-1975	243	0.57	1991-2009	170	0.1	III
Syria	1961-1967	Nmining		1978-2005	58	0.37	IV
Tanzania	1961-2009	Nmining		1961-2009	Nmining		IV
Thailand	1961-2009	55	0.88	2001-2009	59	0.3	I
Togo	1975-2000	70	0.61	2001-2009	Nmining		IV
Tunisia	1961-1970	Nmining		1971-2009	25	0.1	IV
Turkey	1961-1974	Nmining		1975-2009	99	0.8	IV
Uganda	1961-1979	Nmining		1980-2009	136	0.83	IV
United Kingdom	1961-1979	107	0.25	2000-2009	241	-0.8	III
USA	1961-1979	130	0.84	1985-2009	269	0.5	II
Uruguay	1961-1994	43	0.52	2000-2009	127	0.3	II
Venezuela	1961-1988	25	0.79	2000-2009	46	0.1	II
Vietnam	1961-1988	108	0.82	2000-2009	120	0.5	I
Yemen	1961-1979	Nmining		1980-2009	57	0.4	IV
Yugoslavia	1961-2009	119	0.77	2000-2009	127	0.4	I
Zambia	1961-2009	38	0.53	2000-2009	45	0.1	I
Zimbabwe	1961-2009	41	0.33	1961-2009	41	0.33	I

\*  $R^2$  is the coefficient of determination, defined as  $R^2 = 1 - [\Sigma (obs_i - calc_i)^2 / \Sigma (obs_i - meanobs)^2]$

where  $obs_i$  are the observed values of yield,  $calc_i$  the yield value calculated with the relationship and  $meanobs$  is the average value of the observed yields over the period considered.

Negative values of  $R^2$  indicate poor fit of the relationship on the observed values. This is often the case for the most recent period of type III trajectories because of still evolving agronomical conditions.

## 2. N based yield gap

N-based yield gap is defined as the relative difference between the maximum crop yield at saturating N fertilisation (as deduced from the apparent relationship between N yield and N input) and the actual observed farm's yield [  $(Y_{max}-Y)/Y_{max}$  ].

It can be considered as an indicator of the degree of N limitation of the cropping system.

The calculated N-yield gap values for the recent period (2009) are mapped in Fig. S-1. Low values (<30%) as is the case for China, India, Pakistan, and a number of Central American and North African countries, indicates few margins for increasing yield by increasing N fertilisation, as well as low nitrogen use efficiency.

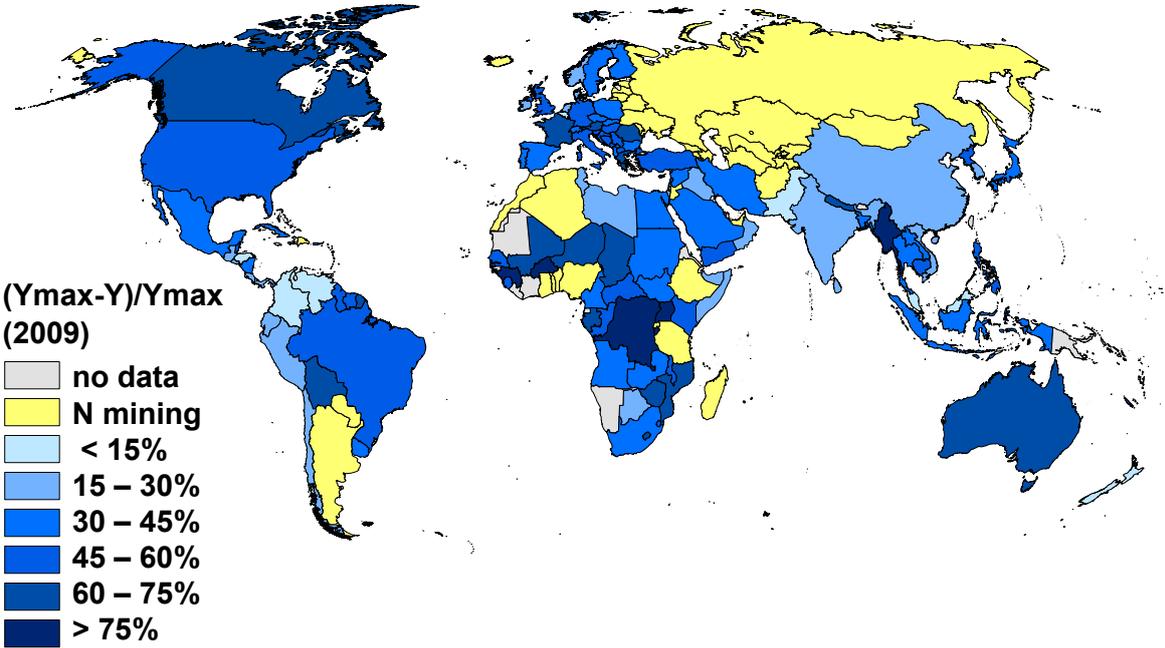
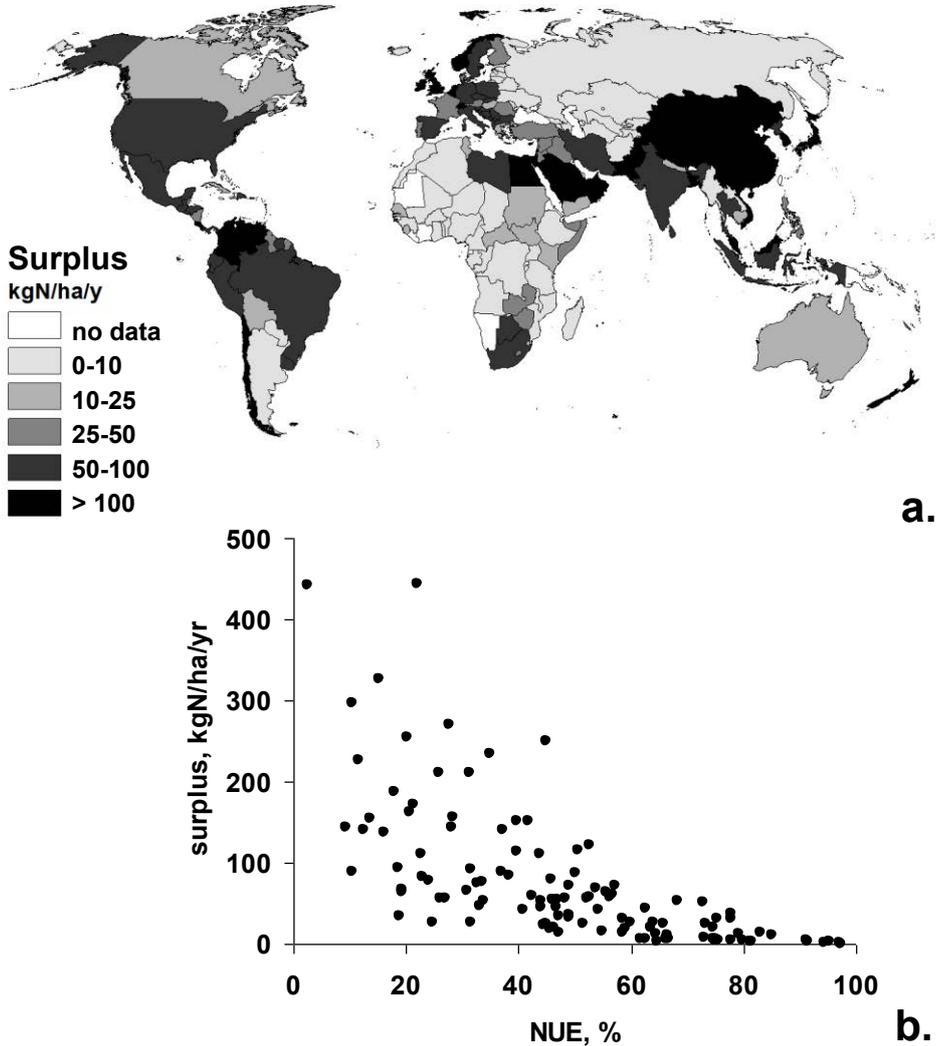


Figure S2-1 : Percent deviation of the 2009 yield to the maximum yield [ $(Y_{max}-Y) / Y_{max}$ ].

### 3. Soil N surplus

The soil N surplus is defined as the excess N brought to cropland over the N export by crop harvest (Y-F) (Fig. S2-2a). Neglecting long term variations of the soil organic nitrogen pool N, it can be considered as an indicator of environmental losses of N.

The N surplus (expressed in kgN/ha/yr) is strongly related to the nitrogen use efficiency (Fig. S2-2b).



**Figure S2-2 :** (a) Map of nitrogen surplus applied to cropland (F-Y in kgN/ha/yr) in the period 2000-2009. (b) Relationship between surplus and NUE.



# 3

## **Performances agronomiques et environnementales de l'agriculture biologique du bassin de la Seine**



Ce chapitre est constitué d'un article soumis à la revue

*Agricultural Systems*

---

## **Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed**

Anglade J.<sup>1\*</sup>, Billen G.<sup>1,2</sup>, Garnier J.<sup>1,2</sup>, Makridis, T.<sup>1</sup>, Puech, T.<sup>3</sup>, Tittel, C.<sup>4</sup>

1. Université Pierre et Marie Curie (UPMC), UMR 7619 Metis, Box 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
2. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), UMR 7619 Metis, Box 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
3. INRA, ASTER-Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet, 88500 Mirecourt, France
4. FRAB 21, Complexe agricole Mont Bernard, 51000 Châlons-en-Champagne, France

### **Abstract**

In major cash crop farming areas like those of the Paris basin, nitrogen surpluses related to the synthetic fertilization of arable soils is the main cause of severe nitrate contamination of the groundwater and river network. Based on farmer interviews and the Nitrogen Soil Surface Balance integrated at the scale of the entire crop rotation cycle, we assessed the current agronomical and environmental performance of 68 organic rotations (with or without livestock) and compared them with those of the dominant conventional crop rotation in the same pedoclimatic areas. We demonstrated that, compared to conventional systems, organic cropping systems receives 12% less total N inputs (including legume symbiotic fixation) without significant reduction in N yield. Consequently, the N surplus is 26% lower in organic than in conventional cropping systems. Forage legumes are the key component of the organic cropping systems studied, accounting for around 70% of total N inputs and for 52% of N yield. Therefore, the extension of organic farming to a broader scale to reconcile water quality and food production will substantially depend upon local opportunities of valorizing legume fodder cereal by-products. We also evidenced that the provisional N balance approach that has been promoted in the Nitrate Directive does not guarantee the infiltration of sub-root water fluxes meeting the drinking water standard of 11 mgN.l<sup>-1</sup> without a downward revision of yield objectives.

**Key words:** Nitrogen, nitrate, organic farming, soil surface balance, surplus, fertilization

## 1. Introduction

Agricultural areas of the Seine watershed (81,000 km<sup>2</sup>) are specialized in intensive crop farming (cereals, oilseed rape, sugar beet), mostly sustained by synthetic fertilizers, while animal husbandry has been concentrated within the adjacent West and North regions. This spatial disconnection between crop cultivation and animal farming was made possible by the advent of the Haber-Bosh industrial N<sub>2</sub> fixation process. Nowadays, in addition to providing most plant products consumed by the Paris agglomeration, the Seine basin, traditionally France's breadbasket, exports 80% of its huge cereal production on international markets, but on the other hand imports most of its population's animal protein requirements (Billen et al., 2012). These modern industrial agrosystems cause severe surface and groundwater contamination with pesticides and nitrates, thus endangering drinking water resources and leading to eutrophication problems in coastal marine areas, with considerable social costs (Bommelaer and Devaux, 2011; Thieu et al., 2011). Inadequate implementation of the EU Nitrate Directive [91/676/CEE](#) (European Council, 1991) to protect surface and groundwater from agricultural N pollution has resulted in France being convicted several times by the European Court of Justice.

To meet the Commission's expectations, France undertook a reform set by two interdepartmental decrees (MEDDE, 2013), forming a regulatory basis composed of eight measures applicable across the vulnerable zones (balanced mineral fertilization, prohibited periods for land-spreading, livestock manure storage and spreading conditions, registration of agricultural practices, a maximum limit of 170 kgN/ha/yr of manure application, obligation winter ground cover by catch crops, buffer strips along waterways). The core component of this new regulation is to achieve balanced fertilization based on the provisional mineral nitrogen balance, outlined by the French Committee for the Study and the Development of Rational Fertilization Practices (COMIFER). A broad consensus exists among practitioners from the agricultural sector on the merits of such mandatory decision-making support tools for nitrogen fertilization, which integrate substantial knowledge on the dynamics of nitrogen requirements for the most commonly grown crops and immobilization/mineralization of organic matter in the soil's nitrogen pool.

Some voices, however, call for a more radical change of the agricultural system toward new land use objectives favoring grasslands and ecosystem-based approaches such as organic farming (OF). With long and diversified crop rotations and the absence of synthetic fertilizers and pesticides, OF appears to be an alternative to the conventional input-intensive model to restore and protect water quality, and as such OF is recommended in the EU Water Framework Directive 2000/60/EC (European Parliament, 2000). While positive effects on pesticide contamination are obvious, lively debate continues on the N leaching risks (Benoit et al., 2014; Stopes et al., 2002; Torstensson et al., 2006), soil fertility (Stockdale et al., 2002), sustainability related to the origin of nutrient inflows (Nowak et al., 2013), and productivity of organic farming systems (Connor, 2013; Kirchmann et al., 2008; Ponisio et al., 2015; Seufert et al., 2012). In major cash crop farming areas such as those of the Paris basin, alternative

systems, with OF in the front line, are clearly understudied, and therefore the controversy feeds on the gap in current knowledge.

In this paper we present an assessment of the current agronomical and environmental performance of the few existing cash crop organic farms in the Seine Basin and compare them with those of the dominant conventional farming. This assessment is primarily based on the concept of the Nitrogen Soil Surface Balance (SSB) (de Vries et al., 2011; Oenema et al., 2003). This approach shifts the emphasis of nutrient management away from inorganic plant-available pools to the total organic and mineral reservoirs that can be accessed through microbial and plant-mediated processes. Extended over the entire crop rotation cycle, the SSB is a way to explore the relationships between the mean harvested yield (Y) and total N inputs (F) by synthetic and organic fertilizers, grazing excreta, atmospheric depositions, and biological nitrogen fixation (BNF). The integrative values of Y and F are mid- and long-term indicators of the agronomical and environmental performance for different agro-systems and pedoclimatic contexts. Based on statistical data and farmer interviews, we have investigated the effectiveness of a wide range of organic rotations observed in the North of France, in comparison with the conventional rotation practices in the same pedoclimatic conditions.

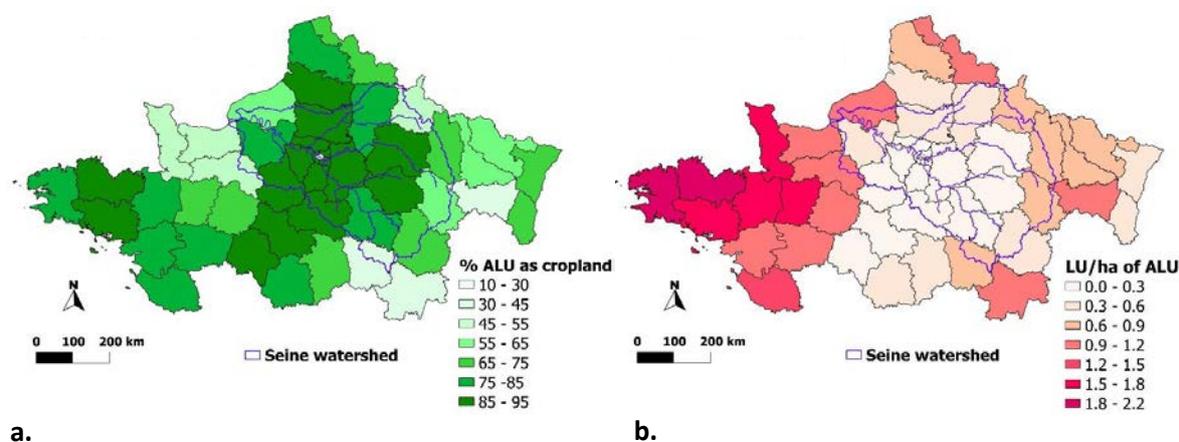
## **2. Material and Methods**

### **2.1. Current agricultural profile of the Seine watershed in Northern France**

The Seine watershed extends over 76,200 km<sup>2</sup> in a large sedimentary area dominated by limestone, clay, and chalk formations arranged in concentric rings around Paris, covered by a thick layer of fine eolian loam in the western and central part. The climate is oceanic and temperate (12°C mean temperature), with a regular distribution of precipitations throughout the year but higher evapotranspiration in summer, resulting in high water discharge in winter and low water in summer. Land use is largely dominated by arable land, which covers 53% of the watershed (Corine Land Cover, 2006) (Fig. 3-1a), with winter wheat as the dominant crop (29% of ALU). Grasslands, extending over 9.8% of the basin, are mainly located in the periphery in the Normandy and Morvan regions. Livestock densities are quite low in the central part of the Seine basin, while animal farming is much more developed in the northwestern part of France (Fig. 3-1b).

The conventional practices of cash crop farming in the Seine basin (including rotations, organic and mineral N fertilization, tillage, intercrop, seeding and harvest dates, fate of the residues, and yield) were described in detailed databases established by Mignolet et al. (2007, 2012) and Schott et al. (2010). In this paper, we refer to an updated and refined version of these databases for the 2006–2013 period (Puech et al., 2014), “ARSeinNe,” where cropping systems on the Seine-Normandie basin were organized into 95 modeling spatial units (MSUs) from French agricultural statistics (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/>). These MSUs were considered as homogeneous agricultural regions defined by crossing an historical territorial delineation based on similar cultivation practices (in the 1940s), with current agricultural land

use types at the communal scale using principal component analysis and a hierarchical classification on the 2010 French Agricultural Census (FAC). Crop sequences for each MSU were defined through a national land cover survey "TerUti Lucas" and compared/adjusted to the FAC 2010. A total of 691 cultural practices (organic and mineral N fertilization, tillage, intercrop, seeding and harvest dates, fate of the residues, and yield) were identified from the national "Cultural Practices Survey" (in 2011 for arable crops and in 2006 for vineyards and grasslands) using a multivariate analysis technique and a hierarchical classification. They were analyzed by a group of 50 local experts (development organizations, technical institutes, agricultural companies), enriched by agronomical arguments, and then allocated to the crop sequences to build spatialized cropping systems.



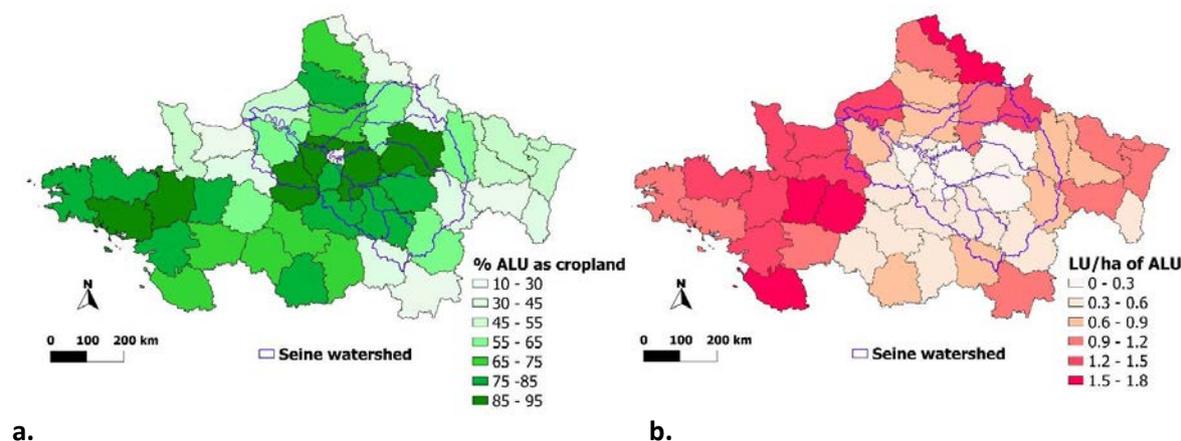
**Figure 3-1 :** Current agricultural characteristics of the Seine watershed and the neighboring regions of the Northern France. (a.) The proportion of arable land in the total agricultural land use (ALU). (b.) Livestock density defined as the livestock units (LU) per ha of agricultural land (ALU) at the department scale (source: Eurostat, agricultural statistics).

## 2.2. Organic farming distribution and orientation in the Seine basin

Organic farms in the area studied represent less than 2% of the agricultural land use (ALU). The French agency for the development and promotion of organic farming (Agence Bio) kindly made available an anonymous census of 7334 organic farms located in the northern part of France, with their location, size and production system in 2010.

Among these organic farms, 40% had livestock production and 62.4% of them also grew cereals and grain legumes. Most of them had beef and/or dairy cattle farms (75%), followed by poultry (21.9%), sheep (12.6%), and pigs (7.2%). What is striking is that those livestock husbandry activities were mainly concentrated in the western (Brittany, Normandy, Pays de la Loire) and northern parts of the Paris basin (Nord-Pas-de-Calais), and somewhat in the eastern periphery, whereas the center of the basin was nearly devoid of livestock activities (Fig. 3-2b). In departments where livestock is concentrated, the density can reach 1.8 livestock unit (LU) /ha, which implies manure emissions close to the limit of 170 kgN/ha/yr imposed by the European regulation (CE n°889/2008 Art. 3). Surprisingly, organic farming in

the area studied closely follows the same trend of specialization as observed in conventional farming (see Fig. 3-1b), namely a strong decoupling of crop and animal farming. This was already observed by Petit (2013) for the Ile-de-France region and is explained by the distribution of the commercialization opportunities. It should be noted, however, that the proportion of the agricultural land use under permanent grassland is greater in organic farms (Fig. 3-1a, Fig. 3-2b). Finally, 28.4% of the farms listed were specialized in field crops (mostly legumes and cereals). They were evenly distributed in the area studied, but their size was highly variable, with a mean of  $70.7 \pm 73$  ha and a maximum of 582 ha.



**Figure 3-2** : Current organic agricultural practices in the Seine watershed and the neighboring regions of the Northern France. (a.) Proportion of organic arable land in the total organic agricultural land use (ALU). (b.) Livestock density defined as the livestock units (LU) per ha of organic agricultural land use (ALU) at the department scale (data compiled from the Agence Bio).

### 2.3. Indicators of agro-environmental performance of cropping systems

The nitrogen surface soil budget (SSB) (total N inputs to the soil minus N yield, both integrated over the rotation cycle) is used throughout this paper as an ecological metric useful to assess altogether the productive performance, the nitrogen use efficiency and the risk of environmental losses of cropping systems (Lassaletta et al. 2014; Blesh and Drinkwater, 2013; Cherry et al., 2012). The method compares, over a multi-year period (at least equal to a complete crop rotation cycle in order to take into account fertility effects from previous crops), total N inputs to soil (F) via synthetic mineral fertilizers (Xmin), organic waste products (OWP), biological nitrogen fixation (BNF), atmospheric deposition (Dep), and irrigation (Nirr) on the one hand, and total N export (Y) via harvest and grazing on the other hand.

Y, the harvested yield expressed in N content (kgN/ha/yr) is an obvious indicator of agronomical performance. F, the total fertilization input expresses the amount of N input required to produce the harvest. The Y/F ratio is the nitrogen use efficiency (NUE), while the F–Y difference, called N surplus, indicates the potential for environmental N loss (Beek et al.,

2003; Kyllingsbæk and Hansen, 2007), and in particular nitrate leaching from cropland soils (Lord et al., 2002, Billen et al., 2013). A negative surplus indicates a deficit in N, hence “mining” of the soil reservoir. The positive surplus, at risk of being lost to the environment, comprises N leaching (L), gaseous losses through volatilization and denitrification (G), or simply long-term storage in the soil’s organic N pool ( $\Delta N_{org}$ ) (Eq.1).

$$(1) \text{ N surplus} = F - Y = X_{min} + OWP + BNF + Dep + N_{irr} - Y = \Delta N_{org} + L + G$$

Each term of this equation was estimated as follows:

To assess *biological nitrogen fixation*, we used the yield-based approach proposed by (Anglade et al., in press) to estimate  $N_2$  fixation by grain and forage legumes, assuming that yield is the factor that best aggregates soil and climatic conditions influencing BNF (Eq. 2).

$$(2) \text{ BNF} = \text{BGN} * (\alpha_{cult} * Y/\text{NHI} + \beta_{cult})$$

For the six legume species commonly grown in Northern Europe and on the farms investigated, namely alfalfa, faba bean, field pea, lentil and clover (*Trifolium pratense* and *Trifolium repens*), the authors revealed statistically significant linear relationships between total N accumulation in shoot and the amount of  $N_2$  fixed in shoot ( $\alpha_{cult}$ ,  $\beta_{cult}$ ) (Table 3-1). The total above-ground production was obtained as the ratio of the harvested material (Y) to the above-ground N harvest index (NHI). A standard value of 0.75 was assumed for grain legumes, and for leys, we used values between 0.8 and 0.95 depending on cutting regimes (e.g., three cuts at a height of 10 cm, with one left in the field as green manure, were commonly reported in organic farms).

To take into account below-ground contributions (BGN), comprising N associated with roots, nodules and rhizodeposition via exudates and decaying root cells and hyphae, we used multiplicative factors (BGN) of 1.7 for forage and 1.3 for grain legumes corresponding to, respectively, 40% and 25% of total plant N as belowground N. These general values were sourced from (Anglade et al., in press) in which data from a number of field and pot experiments were summarized.

**Table 3-1 :**  $\alpha_{cult}$  and  $\beta_{cult}$  regression coefficients for the estimation of N fixed in shoot.

Culture	Slope ( $\alpha_{cult}$ )	Intercept ( $\beta_{cult}$ )
Alfalfa	0.81	-13.9
Clovers	0.78	+3.06
Faba bean	0.73	+5.45
Lentil	0.64	+3.32
Pea	0.66	+4.32
“Forage”	0.79	-0.49
“Grain “	0.70	+1.01

In the case of temporary and permanent grasslands belonging to the “forage” category, the proportion of legumes was based on farmer interviews (visual estimates or analysis) or in the absence of any reference a default value of 30% was used.

*N inputs from atmospheric dry and wet deposition* to farm fields are not negligible, especially in low-input systems. We therefore estimated this N input at the department level from the EMEP (European Monitoring and Evaluation Program, available at [www.emep.int/mscw](http://www.emep.int/mscw)), which since 1980 has provided modeling results of annual average N deposition for a 50×50-km European Grid.

In this study, *organic waste products* (OWPs) include organic fertilizers such as beet pulp residues, hen droppings, meat-and-bone meals, sugar scum, silage, manure and excretal sources deposited during grazing, and composts of green wastes, horse and cow manure. If the farmers were unable to supply nutrient analysis, a standard N content was assumed according to the OWP type based on values published in regional decrees of the Nitrate Directive. In mixed crops and livestock farms, manure from housed animals spread on temporary grasslands (TGs) and crop land (CL) was estimated from farmers' records, and excreta depositions were estimated from the stocking rate (CORPEN 1999, 2000, 2001, 2003, 2006), and the length of the outdoor grazing season (animal-days per ha). Those estimations were crosschecked by calculating N intake in feed and the N outputs in exported meat and milk.

*Nitrogen outputs* accounted for in the SSB were offtake in market crops (plus residues if removed from the field) and offtake in silage and/or grazed pastures. Yields were not measured but based on farmers' records for organic systems and statistics for conventional systems, and were combined with standard N concentrations of harvested crops and straw listed by the COMIFER (COMIFER, 2013). When available, on-farm nutrient analysis was used. In particular the nitrogen content of wheat was accurately known by most farmers specialized in cash crops for sale to the bread-making industry, and cattle or dairy producers sometimes have silage analysis. Total annual N removed by grazing was apportioned according to grazing time and checked against the animal requirements supplementing fodder from temporary grasslands and cereal meals.

In conventional farming systems, *inputs of synthetic fertilizers* were taken into account in the SSB as provided in ArSeiNe data base for each crop. However, the most recent regulatory changes with respect to fertilization practices may not be captured by this procedure. To replace these missing data, we estimated the mandatory values of fertilization according to the recommendations of regional decrees established in the scope of the French national action programs of the Nitrate Directive, assuming that regional yield targets were achieved. For our purpose, we used the reference values published in six different regional decrees (Préfet de la région Bourgogne, 2014; Préfet de la région Centre, 2012; Préfet de la région Champagne-Ardenne, 2013; Préfet de la région Haute-Normandie, 2014; Préfet de la région Ile-de-France, 2014; Préfet de la région Picardie, 2014). These recommendations are based on the provisional soil mineral N balance approach (PNB) first proposed by Hébert (1969) and Rémy and Hébert (1974), and make it possible to calculate the rate of mineral fertilization ( $X_{min}$ ) as

the balance between the needs of the crop (for a specified target yield) and the restitution by mineralization of the different organic pools in the soil during the period of crop development.

$$(3) X_{min} = (Ph + Rh) - (Pi + Ri + X_{owp} + Mh + Mhg + Mcr + Mcc + Nirr)$$

where (Ph) is the amount of N absorbed by the crop at harvest, estimated from targeted yield and plant need per produced unit, (Rh) is the residual mineral N at harvest, depending on soil type and depth, (Pi) is the amount of N absorbed by winter crop before spring (initiate date of the balance), (Ri) is the soil mineral N content at the date of balance initiation, obtained from measurement or annual regional reference tables, (Mh) is the net soil humus mineralization, depending on climatic conditions, soil characteristics (organic matter content), and the frequency of organic inputs via crop residues or OWP, (Mhg) is the net mineralization after plowing grasslands, (Mcr) is the net mineralization of harvested crop residues, (Mcc) is the net mineralization of catch crop residues, (Xowp) corresponds to the organic waste product equivalent dose of mineral fertilizer according to their mineralization kinetics, and (Nirr) is the amount of N brought in with irrigation.

It should be noted that fertilizer N losses by leaching are deemed null during the PNB period. Indeed, the PNB, limited to the growth cycle, does not cover the main period of N leaching risk. It serves the operational purpose of adjusting inorganic fertilizer inputs to maximize crop yields. Although it is a necessary condition to minimize the residual mineral nitrogen after harvest, it is not a sufficient condition to avoid leaching.

Concerning the SSB, all data were initially tested for normality with the Kolmogorov-Smirnov test and for homogeneity of variances with the Fischer test. For crop-by-crop comparisons between OF and CF systems, we used the *t*-test. For the SSB terms integrated over the rotation cycle (surplus, F and Y), the homogeneity of variance was not verified; we therefore performed Mood's median tests (*p*-value < 0.05), a special case of Pearson's chi-squared test (R software), to assess for significant differences between OF and CF. We also used multiple pairs comparisons (Mood's test) to check for significant differences between the N sources and the type of harvested materials.

#### **2.4. Constitution of a sample of organic farms and comparative conventional systems**

The organic farms selected for detailed inquiry into their agricultural practices covered a wide gradient of pedoclimatic conditions and farm types ranging from short rotations dedicated to cash crops with high amounts of organic fertilizers to highly diversified rotations including perennial forage legumes with no or small amounts of exogenous inputs. Farmers were contacted between 2011 and 2014, with the help of local representatives from organic farmer's organizations or Chamber of Agriculture advisors. The first sweep of data was collected during semidirected interviews at the farm. After this initial meeting, if the data needed to be completed, farmers were contacted by telephone and/or email. The primary focus of the interviews was to collect detailed information about land use, dominant soil types, crop rotations, N fertilization/amendment practices, yields, and animal husbandry

(livestock feeding regime, length, timing, and specific location of the grazing period), in order to calculate N mass balances at the rotation scale on croplands and permanent grasslands. Finally, we recorded the data for the calculation of the SSB for 68 rotations on 53 organic farms, 41 of which were specialized in field crop productions (OFC) (with no breeding activities) and 12 were mixed crops and livestock systems. The latter included eight farms with grazing livestock (three dairy, four beef, and one mixed dairy/beef), two farms with laying hens, one farm with pigs and broilers, and one farm with monogastric livestock (pigs and laying hens), and sheep.

For the sake of comparison with conventional practices in the same pedoclimatic context, we selected the 29 modeling spatial units (MSU) of the ArSeiNe database corresponding to the location of the 53 organic farms surveyed and chose the conventional crop sequences covering at least 50% of the arable land of each of them, providing a total of 82 rotations. To establish the SSB for these rotations, we used both the information provided in the database and the calculated fertilization assumed to strictly follow the “balanced fertilization” recommendation according to the regional decrees.

### **3. Results**

Tables A of the Supplementary Material section gather all the estimated terms of the SSB for organic and conventional rotations in our sample in an Excel file.

#### **3.1. Description of the cropping systems**

Organic and conventional cropping systems strongly differ in the Seine watershed (Table 3-2). In OFC the average cereals acreage in the crop rotation amounted to  $55 \pm 12\%$  and forage legumes accounted for  $23 \pm 11\%$ . The most commonly observed rotation lasted for 7–8 years, starting with 2 or 3 years of alfalfa, 1 year of wheat, 1 year of a second cereal (triticale, oat, barley), 1 year of grain legume or a legume-associated cereal, 1 year of wheat, and 1 year of a second cereal. The second cereal is often a spring cereal preceded by cover crops (pure stand of white clover or mustard or a mix including legumes). Alfalfa is generally sown in the last spring cereal. Some farms increased their commercial profitability by introducing a niche market crop in their rotation such as field-scale vegetables (e.g., carrots, beetroot, potatoes) for the catering sector. While forage legumes have many agronomical advantages, in particular concerning weed management and N fertility, their introduction in crop rotations is restricted by the small number of existing dehydration plants and their limited collection area in these regions devoid of animal husbandry. As a consequence, some farmers resorted to shorter rotations (3–5 years) with grain legumes (lentil, pea, faba bean) followed by cereals.

In organic mixed crop and livestock farms (OMCL), wheat is no longer the reference crop and on average the cropland surface dedicated to cereals in only  $36 \pm 20\%$ , whereas forage crops (perennial hay legumes as pure or mixed stands with grass) predominate. Crop rotations are slightly shorter (6.5 years) than OFC rotations, because of the smaller proportion of cereals. These farms achieve an economic balance because they have low expenses (no externally

sources fertilizers, little intervention on crops) and can achieve a high level of autonomy because most crops (cereals, including straw, and grain legumes) are used to feed animals.

It should be noted that in farms without grazing livestock (poultry holdings), the crop rotations do not include forage legumes and are entirely based on cereals and grain legumes to feed animals and for human consumption.

Conventional farm (CF) crop rotations are generally short ( $4 \pm 1.2$  years) and poorly diversified, with the domination of cereals accounting on average for  $65 \pm 9\%$  of the crop rotation. In most cases, wheat and barley are preceded by rapeseed, grain corn, or sugar beet. The use of catch crops (excluding pure legumes in CF) is mandatory before spring crops, the latter representing only  $22 \pm 21\%$  of the crop rotation. Legumes are nearly absent from CFs in the Seine watershed, with the exception of a few rotations including pea or faba bean. Among the 82 rotations studied in the basin, alfalfa or ley plots were observed only seven times and were related to mixed crop and livestock (CMCL) systems. In these particular cases, perennial forage hays alternate with cereals in longer rotations ( $7 \pm 1.4$  years) than other CFs but similar to OF cropping systems.

**Table 3-2 :** Comparison of organic systems specialized in field crops (OFC) or with mixed crop and livestock (OMCL) and conventional field crop systems (CFC) or with mixed crop and livestock (CMCL) according to the length of their rotation (in years) and the proportion of spring crops, grain and forage legumes, and cereals.

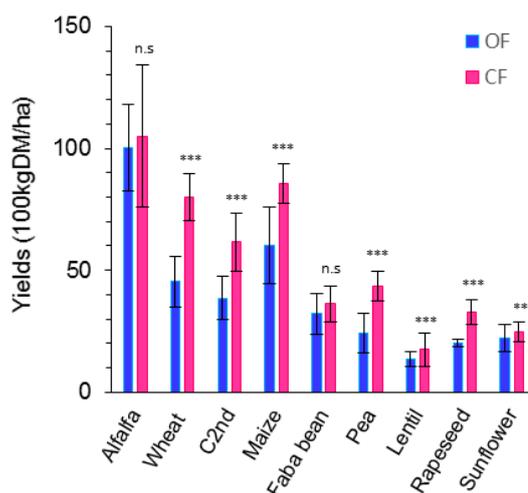
Cropping systems	Rotations (yrs)		Grain Legumes (%)		Forage Legumes (%)		Cereals (%)	
	mean $\pm$ sd	min-max	mean $\pm$ sd	min-max	mean $\pm$ sd	min-max	mean $\pm$ sd	min-max
<b>OFC</b>	8.0 $\pm$ 2.3	3-14	13 $\pm$ 8	0-33	23 $\pm$ 11	0-43	55 $\pm$ 12	20-80
<b>OMCL</b>	6.5 $\pm$ 1.7	4-10	10 $\pm$ 9	0-25	23 $\pm$ 13	0-42	36 $\pm$ 20	0-75
<b>CFC</b>	4.0 $\pm$ 1.2	2-7	5 $\pm$ 1	0-33	0 $\pm$ 0	0-0	65 $\pm$ 9	50-100
<b>CMCL</b>	7.0 $\pm$ 1.4	6-10	0 $\pm$ 0	0-0	23 $\pm$ 9	14-38	39 $\pm$ 15	17-57

### 3.2 Yield

A crop-by-crop comparison of yield, expressed in tons of dry matter (tDM), achieved by organic and conventional systems shows a clear trend of lower values for organic vs conventional farming (Fig. 3-3). Organic cereal and oilseed yields were significantly lower than conventional yields: 40 and 25% respectively. These were no significant yield differences between the two systems in terms of forage legumes and fababeans. These results are very similar to the conclusions of a recent international meta-analysis showing that organic yields of individual crops were on average 75–80% of conventional yields, with substantial variation (de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012). Ponisio et al. (2015) reported that this yield gap between OF and CF was reduced to 8% if crop rotations were taken into account.

If we compare the mean yields integrated over the entire crop rotation for the two most representative crops rotations of OF and CF in the Seine basin (OF: alfalfa-alfalfa-alfalfa-

wheat-triticale-faba bean-wheat-barley; CF: rapeseed-wheat-barley), the difference is insignificant (6.3 tDM/ha/yr in OF vs. 6.1 tDM/ha/yr in CF). We reach similar conclusions when the yields are compared in terms of protein production (kgN/ha/yr) at the scale of the whole crop rotation (Fig. 3-4d, Table 3-3). Indeed, across the entire data set, there is a non significant difference of 5% between the overall median values of OF (123 kgN/ha/yr) and CF (130 kgN/ha/yr).



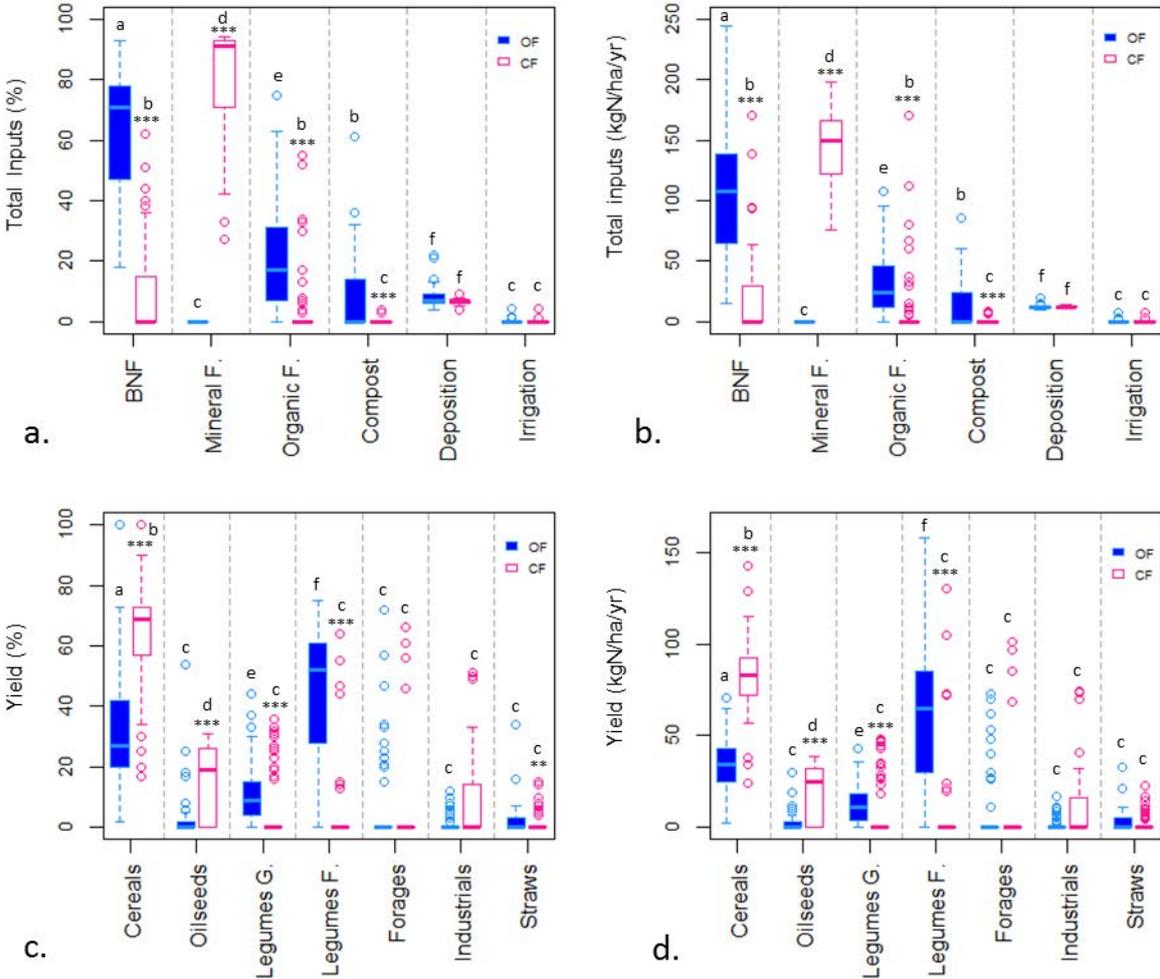
**Figure 3-3 :** Yield (in 100kgDM/ha/yr) of the main crops cultivated in the Seine basin under organic (OF) and conventional systems (CF). C2nd is for second cereal (oat, barley, triticale). Asterisks indicate significant differences between OF and CF. \*\*\*  $P < 0.0001$  \*\*  $P < 0.001$  \*  $P < 0.05$

### 3.3. Fertilization

Different fertility management practices were observed within OF systems and between OF and CF, both in terms of total N inputs and N sources. For CF, here we referred to the fertilization values estimated from the PNB method, thus following the “balanced fertilization” recommendations according to regional decrees. The median total fertilization in organic cropping systems,  $160 \pm 48$  kgN/ha/yr, is 12% less than conventional systems ( $181 \pm 27$  kgN/ha/yr ) (Table 3-3). Figure 3-4 shows the proportion of different forms of N contribution to organic and conventional farms.

In CF systems, mineral inputs combining ammo-nitrate and solutions of urea and ammonium nitrate were by far (median value, 81%) the dominant N sources in the study area characterized by very low livestock density. In OF systems, the sources of N inputs were much more variable than in CF.  $N_2$  fixation by legumes is indisputably the major N input to soil, with a median value of 108 kgN/ha/yr corresponding to 71% of total N inputs, of which 4.9% originates from legumes grown as intercrops in 27% of the OF rotations studied.

Exogenous imports of organic fertilizers with high degree of mineralization, such as beet pulp residues or hen droppings, are generally added in autumn in crop farms on the second cereal planted and sometimes on the post-alfalfa wheat for bread making. These external inputs represent the second largest input component but account for only 13% of the total inputs. We should point out, however, that this median value masks wide variations: externally sourced fertilizers were totally absent from 15% of OFC rotations, while they can represent the largest N input in some simplified rotation specialized in grain crops with no legumes (faba bean-corn-barley). Although not negligible, atmospheric N deposition generally contributes a much smaller share, close to 4-5% in most systems, but reaches 22% for the crop rotation with the lowest total N input (52 kgN/ha/yr) in our data set. In OMCL systems with grazing animals, animal waste, originating mainly from BNF-supported grassland, accounts for a major N input to crop land (36 %).



**Figure 3-4 :** Proportion of cereals, oilseeds, grain legumes, forage legumes, other forages (grass, silage maize), industrial crops (sugar beet, field vegetables, flax, and hemp), and harvested straw in the total yield integrated over the whole rotation cycle in (%) (c.) or in (kgN/ha/yr) (d.) of organic (OF) vs conventional cropping systems (CF). Proportion of BNF, mineral fertilizers, organic fertilizers (manure, hen droppings, etc.), composted manure or green waste products (C/N > 15), atmospheric depositions and irrigation in the total N inputs integrated over the whole crop rotation cycle in (%) (a.) or in (kgN/ha/yr) (b.) of organic (OF) vs conventional cropping systems (CF). Different letters indicate significant differences

between N sources (a.) (b.) or between harvested materials (c.) (d.). Asterisks indicate significant differences between OF and CF. \*\*\*  $P < 0.0001$  \*\*  $P < 0.001$  \*  $P < 0.05$

### 3.4. Soil Surface Balance

Table 3-3 summarizes the results of the SSB for OF and CF systems. A large variation in SSB appears due to the large spectrum of cropping systems and pedoclimatic conditions. Compared to conventional ones, organic systems were observed to have significantly lower total fertilization ( $p < 0.002$ ) and surpluses ( $p < 0.006$ ), but their N yields were not significantly different ( $p = 0.143$ ). Blesh and Drinkwater (2013) found similar results in the Mississippi basin where N surplus for synthetic fertilizer-based systems were significantly greater than for the legume-based systems. The mean total fertilization in organic cropping systems is reduced by 12% compared to conventional systems, without a significant reduction in yield but a major decrease in N surplus of -26% (Table 3-3).

**Table 3-3** : Descriptive statistics (mean  $\pm$  standard deviation, range, median, 1<sup>st</sup> quartile Q1 and 3<sup>rd</sup> quartile Q3) of the total fertilization (F), yield (Y), surplus (S) and nitrogen use efficiency (NUE) calculated at the rotation scale for the organic and conventional cropping systems studied following optimal fertilization practices.

SSB	F <sub>OF</sub> kgN/ha/yr	F <sub>CF</sub> kgN/ha/yr	Y <sub>OF</sub> kgN/ha/yr	Y <sub>CF</sub> kgN/ha/yr	S <sub>OF</sub> kgN/ha/yr	S <sub>CF</sub> kgN/ha/yr	NUE <sub>OF</sub> %	NUE <sub>CF</sub> %
mean $\pm$ sd	160 $\pm$ 48	181 $\pm$ 29	123 $\pm$ 40	130 $\pm$ 18	38 $\pm$ 24	51 $\pm$ 20	77 $\pm$ 14	72 $\pm$ 8
min-max	52-300	132-309	22-209	82-204	5-103	16-142	19-96	54-89
median	158	178	121	129	32	47	79	73
Q1-Q3	125-189	167-188	99-153	119-140	17-47	41-63	69-88	67-77

In organic systems, N surpluses ranged from 5 kgN/ha/yr in a mixed crop and dairy farm to 103 kgN/ha/yr in a specialized field crop rotation with high inputs of composted cow manure (originating from an intensive conventional livestock breeding unit in the same farm). The highest surplus values were observed in the case of high exogenous fertilization in addition to the BNF inputs of forage legumes, which sometimes were not harvested. Conversely, the lowest surpluses were obtained in farms looking for N autonomy with low or no purchased inputs (which is in particular the case of OMCL) and/or in farms with low N yields.

For CF, the minimum N surplus, 16 kgN/ha/yr, was observed in the 3-year rotation including both a grain legume and a spring crop preceded by a mustard cover crop (pea-wheat-spring barley). An extremely high maximum of 142 kgN/ha/yr was estimated for a CMCL rotation (3 years of grasslands-silage maize-wheat-silage maize-triticale), with low nitrogen use efficiency (54%) and massive N inputs (309 kgN/ha/yr), with 55% coming from animal excreta, 27% from mineral fertilizers, and 13% from BNF. More generally, we observed that the CMCL rotations achieved higher N yields but also higher surpluses than the other CF rotations specialized in cash crops; this is due to high rate of synthetic N fertiliser inputs (in spite of significant BNF) and high amounts of manure from intensive livestock productions.

### 3.5. The Y vs F relationship

As shown by (Lassaletta et al., 2014), a one-parameter hyperbolic function written as:

$$Y = Y_{\max} * F / (F + Y_{\max}) \quad (4)$$

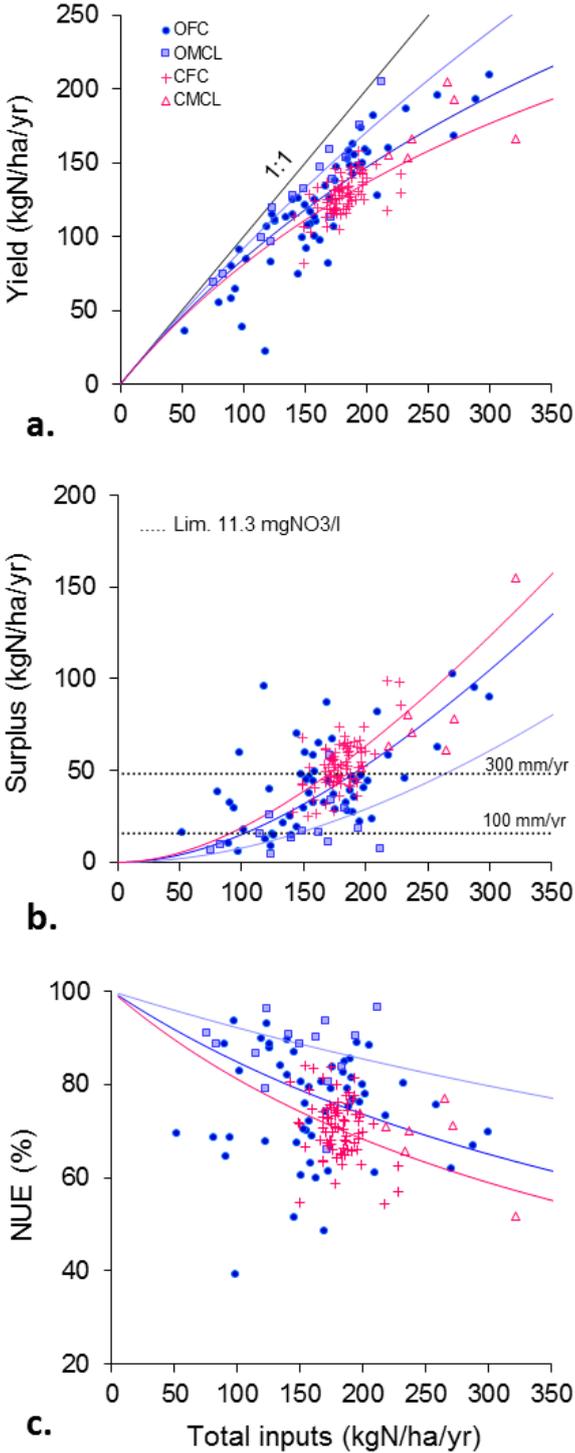
can best describe the crop yield response to fertilization (Y versus F relationship) of different cropping systems. It implies that NUE is close to 1 at a low N fertilization rate and decreases with increasing fertilization. In this relation,  $Y_{\max}$  represents the yield value reached at saturating N fertilization, as well as the fertilization value at which half the maximum yield is reached. It can be considered as an integrative indicator of the performance of the cropping system, independent of the N fertilization rate. Comparing different cropping systems, a higher  $Y_{\max}$  indicates a higher yield, a lower surplus, and a better NUE, at a given fertilization rate.

For organic and conventional field crop systems, as well as for organic mixed crop-livestock systems, we calculated the best YvsF relationship describing the values observed (Fig. 3-5, Table 3-4). Slightly higher  $Y_{\max}$  values were found for OF than for CF systems, although the low range of fertilization rates in the latter sample makes the coefficient of the fitted relationship rather uncertain. On the other hand, the  $Y_{\max}$  value found for OMCL systems is much higher than for OF and CF, with a very high  $R^2$ , suggesting that the cropping systems oriented toward animal production (grazing livestock as well as monogastric) rather than cash crops, have better performance than both conventional and organic farms specialized in field crop productions. It should be noted that CLCM rotations including pure forage legumes or grass mixtures intended to feed animals and cereals to feed and export, tend to have an intermediary behavior pattern between OFC and CFC ( $Y_{\max} = 552$ ,  $R^2 = 0.24$ ), although the small number of cases ( $n=6$ ) does not provide a sufficient degree of statistical confidence.

**Table 3-4 :**  $Y_{\max}$  value (kgN/ha/yr) (figure 3-5) for organic crop farming (OF) and mixed crop and livestock farming (OMCF) systems, and for conventional cropping systems (CF).

Cropping systems	$Y_{\max}$	$R^2$
OFC	558	0.75
OMCL	1178	0.86
CF	430	0.41

We identified two kinds of outliers in the OFC sample. The first category concerns two farms including in their rotation 1 and 2 years of red clover fallows serving as green manure, leading to considerable inputs via BNF without a subsequent valorization in N yield, which results in high surpluses (60 kgN/ha/yr and 96 kgN/ha/yr) and particularly low NUE values (39% and 19%). The second category comprises three short rotations exempt of forage legumes, and thus highly dependent upon exogenous imports (hen droppings and composted green waste) accounting for between 67% and 75% of total N inputs. Despite rather moderate N inputs (around 150 kgN/ha/yr), the surpluses are elevated, 60–87 kg/ha/yr, in relation to low NUE, 48–61%.



**Figure 3-5 :** Relationships between total N inputs (in kgN/ha/yr) and yield (in kgN/ha/yr) (a.), surplus (in kgN/ha/yr) (b.) and NUE (in %) (c.) for organic field crop systems (OFC), organic mixed crop and livestock systems (OMCL), conventional cropping systems (CF) and conventional mixed crop and livestock systems (CMCL). Each point is the mean value for a whole rotation cycle. Dotted lines (b.) represent the maximum surplus compatible with the requirement of producing infiltration water below the 50-mgNO<sub>3</sub>/l (11mgN/l) drinking water standard given the range of infiltrated fluxes in the Seine watershed.

## 4. Discussion

The present study is based on a comprehensive analysis of the terms of the SSB balance established at the scale of the complete crop rotation of arable land. Meaningful indices are obtained, not only from the balance between N inputs and N yield, but each of these terms, as well as their ratio (Nitrogen use efficiency) or the relationship linking them (and the parameter  $Y_{max}$  of this relationship) provide an ensemble of useful indicators allowing an impartial assessment of the environmental and agronomical performance of cropping systems. We apply this approach herein to the analysis of the performance of organic versus conventional crop farming systems in the Paris basin, one of the most productive agricultural areas in the world.

### 4.1. Agronomical performance

In spite of great variability within and between each of the systems, our data show that organic cropping systems cannot be distinguished by systematically lower yield, when expressed in terms of protein N production at the rotation scale, while they receive significantly lower total N inputs than conventional farming systems. This high protein yield reached in OF systems, despite significantly lower cereal yields, results from the contribution of N-rich crops, first and foremost forage legumes (alfalfa and clover), which reach 52% (median value for all the OF cropping systems) of the total N harvested at the rotation scale. If we took into account other forages (grass leys, silage maize) and feed grains, the share intended for animal feeding is close to 70%. Interestingly, this is very close to but still lower than the current share of animal consumption of crop production at the European (86%) and global scales (74%) (Billen et al., 2014). Note also that a growing share of conventional crops, generally considered to provide food for humans, is devoted to the production of biofuels (rapeseed for biodiesel, sugar beet and wheat for ethanol), which makes it difficult to compare organic and conventional systems in terms of the destination of their respective production to human nutrition.

The high proportion of legumes in OF systems is also responsible for the fact that BNF is the largest N input at the rotation scale. In OFC without any breeding activities, BNF accounts for  $66 \pm 21\%$  of total inputs, and the exogenous inputs (compost and organic fertilizers) are limited to  $26 \pm 21\%$ . These results plead in favor of the sustainability of the OFC systems. Mixed crop and livestock systems, on the other hand, seem to be characterized by significantly higher yield at a similar fertilization rate than pure cropping systems, either organic or conventional. This result, expressed at the scale of the entire crop rotation, contradicts the oft-claimed statement that the control of mineral fertilizer application, more closely following plant requirements, is in essence more precise and efficient than organic fertilization (Torstensson et al., 2006; Kirchmann et al., 2008).

Some uncertainties that might affect these conclusions have to be discussed, however. Indeed, the present calculations were based on a set of standard values for N contents in the classes of farm inputs and products defined. Although these standards were reviewed and met the agreement of all stakeholders, they involve significant uncertainties, and differences between

N contents of materials in the different landscapes and farming systems must be expected. But the greatest source of uncertainty in this study is the estimate of BNF by legumes, in particular by alfalfa, which is a dominant crop component of organic systems in the Seine watershed. Indeed, despite strong and robust relationships found between BNF and total N accumulation in legume shoot (Anglade et al., in press), it is not easy to obtain good estimates of the roughage yields or the proportion of legumes, neither in the harvested roughage nor in the grazed areas, based on farmer interviews. Furthermore, the uncertainty of belowground fixed N inputs from legume species remains high; however, the general values used provide a more accurate estimate of total N<sub>2</sub> fixed than if they were not applied at all.

#### **4.2. Environmental performance: surplus and risk of N leaching**

In our analysis, the N surplus, defined as the difference between N inputs and harvested yield, is used as an overall indicator of environmental N losses. This is not entirely correct, as a positive surplus might also indicate storage of N in the soil organic matter pool, which cannot be considered as an environmental loss over the short term. Moreover, if the concern is groundwater contamination, losses by denitrification and volatilization must also be subtracted from the surplus to evaluate lixiviation. Based on empirical data on conventional crop farming systems, Billen et al. (2013) proposed a simple relationship between surplus and lixiviation for cropland in which the latter accounts for 75% of the former. For permanent grassland, they showed that a high level of lixiviation only occurred over a surplus of about 100 kgN/ha/yr owing to the capacity of these perennial vegetal formations to efficiently store organic N in the soil (Velthof et al., 2009).

Based on the rough figure of 75% lixiviation of the surplus in arable land, the theoretical sub-root concentration corresponding to a given surplus can be calculated for a given height of infiltrated water. The latter can be estimated in the Seine watershed from the mean annual specific river discharge obtained from the HYDRO data bank (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>) over the last 20 years. A range of values between 100 and 300 mm/yr is obtained, depending on the regions. This implies that the maximum surplus compatible with the requirement of producing infiltration water below the 50-mgNO<sub>3</sub>/l (11mgN/l) drinking water standard is 16 kgN/ha/yr (for 100 mm/yr) and 48 kgN/ha/yr (for 300 mm/yr). Within our sample, 23% of the organic farms (53% of the OMCL) and 0% of the conventional rotations meet this requirement for the lowest infiltration level, and 75% of the organic farms (93% of the OMCL) versus 52% of the conventional farms for the highest infiltration level (Fig. 3-6). These results were in accordance with those of Benoit et al. (2014) who showed with a network of ceramic cups in OF and CF farms in the Seine watershed that for a full rotation, the estimated mean concentrations were lower for OF, 12±5 mgNO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> than for CF 24±11 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>, with, however, a wide range of variability depending on the crop, lower for alfalfa (mean, 2.8 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>) and higher for crops fertilized after legumes (15 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>).

Remarkably, the surplus of arable land from most organic mixed crop livestock farms in our sample is lower than the lowest threshold value (Fig. 3-6). The better environmental

performance of these systems is also reflected by their much higher  $Y_{max}$  values. Note, however, that our analysis above only concerned the cropland (including temporary grassland as leys) of the farm. For greater detail in this characterization, we also calculated the SSB on permanent grassland, in order to identify potential N losses on each area. In all cases, the surplus was found to be much higher than for the arable land of the corresponding farm (varying from 30 to 120 kgN/ha/yr, with a mean of 58 kgN/ha/yr). Owing to the strong buffer capacity of grassland, these surpluses likely will not give rise to elevated leaching losses. The mixed crop livestock systems thus appear to have high environmental performance regarding N lixiviation risks.

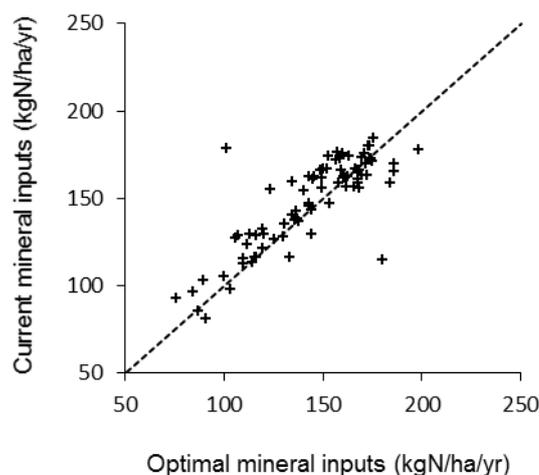
While a reduction of N surplus is very likely to decrease the risk of N losses (Oenema et al., 2005), the extensive use of catch crops results in smaller leaching losses and greater N storage in soil (Constantin et al., 2010; 2012). In this regard, it should be mentioned that in the scope of the Nitrate Directive, the use of catch crops in vulnerable zones before spring crops is mandatory, but its application has only barely begun and the main CF rotations are made of winter crops. The use of catch crops thus remains limited in CF, in contrast to OF cropping systems with greater plant diversity, including many more spring crops preceded by cover crops, which at the same time serve as green manure and catch crop during the period of greatest N losses.

Another source of variation in the fraction of the N surplus that can be stored in the soil's organic nitrogen pool is the addition of stable compost (with a C/N ratio above 15) (Poudel et al., 2001). Benoit et al. (2014) showed that for organic fertilizers such as poultry manure or vinasse, the soil solution concentrations were directly impacted by the total N amount applied while the application of compost before vinasse decreased the soil solution concentrations from 22.8 to 10.4 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ .  $\text{l}^{-1}$ . In the present study, one-third of the organic farms studied were amended with compost, which could reduce the leachable fraction of N surplus. However, the storage capacity of the soil is not limitless, so that in the long run N losses will tend to track N surpluses.

### **4.3. Policy implications**

Within the framework of the French application of the European Nitrate Directive, the implementation of mitigation measures based on the PNB method did not change the amount of the surplus, which remained too high to prevent water contamination.

Indeed, premitigation fertilizer inputs were within the same range as the estimated optimal rates with the same yield objectives (Fig. 3-6). This reflects the modest degree of changes brought about by the new regulations, drafted by regional expert groups composed by a majority of agricultural professionals (chambers of agriculture, technical institutes, representatives from governmental agencies), while water agencies and scientists were a minority. This situation gave agricultural professionals the ability to propose a number of technical references so as not to limit crop growth and yield, objectives that were not questioned. The complex setting of the method chosen to calculate fertilizer application provides multiple opportunities for unbalanced fertilization to be approved legally.



**Figure 3-6 :** *Comparison of current fertilization practices and optimal inputs recommended by the PNB (in kgN/ha/yr). Each point is the mean value for a whole rotation cycle.*

We showed that balanced mineral fertilization does not guarantee an infiltration of sub-root water fluxes meeting the drinking water standard of  $11 \text{ mgN.l}^{-1}$ . Furthermore, we did not consider overfertilization cases due to failure to meet yield objectives, which are very likely to occur depending on climatic conditions. One can regret that France focuses new plans on fertilizer-based systems promoting the mineral N balance, without rethinking the management paradigm and attempting structural changes aiming toward new land use objectives favoring grasslands and toward ecosystem-based approaches such as organic farming (OF).

Indeed, we demonstrated that the generalization of OF would be an efficient way to control the nitrogen cascade while maintaining high protein yields. The extension of OF on a broader scale, however, will be substantially dependent upon local opportunities of valorizing legume fodder produced in abundance by these systems. This takes us back to the fundamental principles of organic farming, mentioned in the European organic farming regulation (Council regulation, 2007): “Livestock production is fundamental to the organization of agricultural production on organic holdings in so far as it provides the necessary organic matter and nutrients for cultivated land and accordingly contributes towards soil improvement and the development of sustainable agriculture.”

In territories with livestock production, hay is the traditional outlet, but for pure cropping systems, such as those of the Paris basin, the development of possible outlets for OF forage production is a crucial issue. The valorization by dehydration is often desired but limited to collection areas of a low number of existing large dehydration units. The implementation of smaller units (at the scale of a few farms) based on sun-drying is an interesting option, consistent with the search for sobriety and autonomy. Biogas production from methanization of part of the forage legume biomass produced is another possibility (Solagro, 2014). However, the most sensible option would consist in the reintroduction of breeding activities in

the heart of the Paris basin. However, this would require facing a substantial socio-technical “lock-in” (Geels and Schot, 2007) of the agro-food system, namely the absence of processing and marketing lines for animal production in these regions, as well as the opposition of many residents to the return of livestock.

As a whole, the knowledge on cropping systems cannot be separated from the political and social context, and more interdisciplinary research is crucial for an appropriate transition toward alternative agricultural systems.

## Acknowledgment

This work was funded by a Ministerial PhD scholarship. Additional funding was provided by the PIREN-Seine program. We greatly thank the farmers who kindly accepted to be interviewed.

## References

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., in press. New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe. *Ecosphere*.
- Beek, C.L. van, Brouwer, L., Oenema, O., 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, 233–244. doi:10.1023/B:FRES.0000003619.50198.55
- Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., Billen, G., 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 100, 285–299. doi:10.1007/s10705-014-9650-9
- Billen, G., Barles, S., Chazimpiros, P., Garnier, J., 2012. Grain, meat and vegetables to feed Paris: where did and do they come from? Localising Paris food supply areas from the eighteenth to the twenty-first century. *Reg. Environ. Change* 12, 325–335. doi:10.1007/s10113-011-0244-7
- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France. *Cah. Agric.* 22, 272–281. doi:10.1684/agr.2013.0640
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Glob. Food Secur., SI: GFS Conference 2013* 3, 209–219. doi:10.1016/j.gfs.2014.08.003
- Blesh, J., Drinkwater, L.E., 2013. The impact of nitrogen source and crop rotation on nitrogen mass balances in the Mississippi River Basin. *Ecol. Appl.* 23, 1017–1035. doi:10.1890/12-0132.1
- Bommelaer, O., Devaux, J., 2011. Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. *Collect. Etudes Doc.*
- Cherry, K., Mooney, S.J., Ramsden, S., Shepherd, M.A., 2012. Using field and farm nitrogen budgets to assess the effectiveness of actions mitigating N loss to water. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 82–88. doi:10.1016/j.agee.2011.06.021

- COMIFER, 2013. Teneur en azote des organes des végétaux récoltés pour les cultures de plein champ, les principaux fourrages et la vigne.
- Connor, D.J., 2013. Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world. *Field Crops Res.* 144, 145–147. doi:10.1016/j.fcr.2012.12.013
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 36–46. doi:10.1016/j.agee.2011.06.006
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 268–278.
- CORPEN, 1999. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager.
- CORPEN, 2000. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager.
- CORPEN, 2001. Flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants, aux bovins en croissance ou à l'engraissement et à leur système fourrager.
- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites.
- CORPEN, 2006. Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les élevages avicoles.
- Council regulation, 2007. Council Regulation (EC) No. 834/2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No. 2092/91, *Journal officiel de l'Union Européenne*.
- De Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M.K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agric. Syst.* 108, 1–9. doi:10.1016/j.agsy.2011.12.004
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159, 3254–3268.
- European Council, 1991. Directive 91/676/CEE concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Off. J. Eur. Communities*.
- European Parliament, 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities* 1–72.
- Geels, F.W., Schot, J., 2007. Typology of sociotechnical transition pathways. *Res. Policy* 36, 399–417. doi:10.1016/j.respol.2007.01.003
- Hébert, J., 1969. La fumure azotée du blé tendre d'hiver. *Bull. Tech. Inf.* 755–766.
- Kirchmann, H., Bergström, L., Kätterer, T., Andrén, O., Andersson, R., 2008. Can Organic Crop Production Feed the World?, in: Kirchmann, H., Bergström, L. (Eds.), *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations*. Springer Netherlands, pp. 39–72.

- Kyllingsbæk, A., Hansen, J.F., 2007. Development in nutrient balances in Danish agriculture 1980–2004. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 79, 267–280.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9, 105011. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011
- Lord, E.I., Anthony, S.G., Goodlass, G., 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use Manag.* 18, 363–369.
- MEDDE, 2013. Arrêté du 19 décembre 2011 modifié par l'arrêté du 23 octobre 2013 relatif au programme d'action national à mettre en oeuvre dans les zones vulnérables afin de réduire les pollutions des eaux par les nitrates d'origine agricole.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoît, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Sci. Total Environ.*, Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed Seine Special Issue 375, 13–32. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.004
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M., Meynard, J.M., 2012. Transformations des systèmes de production et des systèmes de culture du bassin de la Seine depuis les années 1970 : une spécialisation des territoires aux conséquences environnementales majeures. *Innov. Agron.* 1–16.
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environ. Res. Lett.* 8, 044045. doi:10.1088/1748-9326/8/4/044045
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Oenema, O., van Liere, L., Schoumans, O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *J. Hydrol., Nutrient Mobility within River Basins: A European Perspective* 304, 289–301. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.044
- Petit, C., 2013. Transitions des exploitations agricoles vers l'agriculture biologique dans un territoire : approche par les interactions entre systèmes techniques et de commercialisation. Application aux aires d'alimentation de captages en Île-de-France (phdthesis). AgroParisTech.
- Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., Valpine, P. de, Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 282, 20141396. doi:10.1098/rspb.2014.1396
- Poudel, D., Horwath, W., Mitchell, J., Temple, S., 2001. Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68, 253–268. doi:10.1016/S0308-521X(01)00011-7
- Préfet de la région Bourgogne, 2014. Arrêté définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Bourgogne.
- Préfet de la région Centre, 2012. Arrêté établissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de la fertilisation azotée pour la région Centre.

- Préfet de la région Champagne-Ardenne, 2013. Arrêté définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la Champagne-Ardenne.
- Préfet de la région Haute-Normandie, 2014. Arrêté définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Haute-Normandie.
- Préfet de la région Ile-de-France, 2014. Arrêté n °2014153-0010 définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Ile-de-France.
- Préfet de la région Picardie, 2014. Arrêté définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Picardie.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C., Viennot, P., Gallois, N., 2014. Actualisation de la base de données agricoles sur le bassin Seine-Normandie pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles., in: *Quelle Agriculture Pour Demain ?*, Rapport D'activite PIREN-Seine Phase 6. pp. 1–13.
- Rémy, J., Hébert, J., 1974. Le devenir des engrais azotés dans le sol. *Comptes Rendus Séances Académie Agric. Fr.* 700–714.
- Schott, C., Mimet, A., Mignolet, C., 2010. Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232.
- Solagro, 2014. *Afterres 2050: Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en 2050*. Solagro, Toulouse. 70pp.
- Stockdale, E. a., Shepherd, M. a., Fortune, S., Cuttle, S. p., 2002. Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different? *Soil Use Manag.* 18, 301–308. doi:10.1111/j.1475-2743.2002.tb00272.x
- Stopes, C., Lord, E. i., Philipps, L., Woodward, L., 2002. Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use Manag.* 18, 256–263. doi:10.1111/j.1475-2743.2002.tb00267.x
- Thieu, V., Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., 2011. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Reg. Environ. Change* 11, 359–370. doi:10.1007/s10113-010-0142-4
- Torstensson, G., Aronsson, H., Bergström, L., 2006. Nutrient Use Efficiencies and Leaching of Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. *Agron. J.* 98, 603. doi:10.2134/agronj2005.0224
- Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W. a. H., Klimont, Z., Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *J. Environ. Qual.* 38, 402–417. doi:10.2134/jeq2008.0108

## Supplementary material

**Table A3-1 : SSB details for all organic field crops (OFC), mixed crops and livestock (OMCL) systems.**

ID	Crop rotation	Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr.	kgN/ha/yr	
<b>ORGANIC ROTATIONS</b>																					
OFC1	Gr-Gr-Ww-**Os-**L*Ws-BuW	52	52	36	16	69	0	0	41	11	0	0	26	0	10	0	0	0	0	0	0
OFC2	Alf-Alf-Ww-Bs-Sun-Ws-Bs	10	119	107	12	90	0	0	108	11	0	0	24	3	0	80	0	0	0	0	0
OFC3	Alf-Alf-Ww-Bs-L-Ww-Bs	10	125	110	15	88	0	0	116	11	0	0	24	0	7	80	0	0	0	0	0
OFC4	Fa(Clr)- Fa(Clr)-***Tri-***Os-Ww-BuW-Bs	10	118	22	96	19	0	0	107	11	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0
OFC5	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-***He-Ww-*Pea-Ww-*Bs	10	218	160	59	73	0	51	157	11	0	0	36	0	9	99	0	8	7	0	0
OFC6	Alf-Alf-Alf-Ww-L,Ry-*Po-Ww-*Bs	51	270	168	103	62	86	0	173	11	0	0	27	0	4	124	0	6	6	0	0
OFC7	Alf-Alf-Alf-Bs-*Os-Ra-Ww-Pea-Ww	51	195	174	22	89	0	34	150	11	0	0	57	7	11	99	0	0	0	0	0
OFC8	Alf-Alf-Ww-*Ws-L,Ry-Ow-Sp-Fa-Tri,Pea-Mu-Ws-Bs	51	150	121	29	81	0	33	106	11	0	0	43	0	3	72	0	0	3	0	0
OFC9	Alf-Alf-Ww-*Ws-L,Ry-Ww-Ra-Ww-Ow	51	157	125	32	79	0	40	106	11	0	0	37	6	2	81	0	0	0	0	0
OFC10	Alf-Alf-Alf-Ww-*Bs-L,Ry-*Ws-Tri-*Os-Bs	8	202	157	45	78	0	49	139	11	0	0	43	0	4	99	0	11	0	0	0
OFC11	Alf-Alf-Alf-Ww-*Fab-Ww-Cg	8	288	193	95	67	0	58	218	13	0	0	27	0	19	142	0	5	0	0	0
OFC12	Alf-Alf-Ww-***Bs-Fab-Tri-***Bs	60	189	162	27	86	0	23	154	13	0	0	50	1	11	97	0	2	0	0	0
OFC13	Fa(Clr)-Clr-Ww-***Sp-L-Ww-***Bs	60	158	100	58	63	0	10	136	13	0	0	52	0	8	40	0	0	0	0	0
OFC14	Alf-Alf-Alf-Ww-*Bs-Fab-Ww-*Cg-Tri	60	186	158	28	85	0	13	160	13	0	0	42	0	17	95	0	4	0	0	0
OFC15	Alf-Alf-Ww-Tri-Fab-Ww-Ow-Ra-Ww	28	159	110	49	69	37	37	74	12	0	0	41	6	15	44	0	4	0	0	0
OFC16	Alf-Alf-Ww-Tri-*Po-Ww-Ow-Ra-Ww	28	148	100	48	67	37	45	55	12	0	0	41	6	0	44	0	4	4	0	0
OFC17	Alf-Alf-Ww-Ra-Bs-Fab-Ww-Sun-P-Ww-L-Bw	28	155	108	46	70	34	35	74	12	0	0	33	9	20	39	0	8	0	0	0
OFC18	Alf-Alf-Ww-Tri-*Fab-Ww-Bw	18	192	147	44	77	0	21	159	11	0	0	18	0	8	74	0	0	0	0	0
OFC19	Alf-Alf-Ww-*SuB-Ww-*Cg-Fab-Ww	45	197	150	47	76	0	24	135	11	4	0	27	0	14	85	0	0	10	0	0
OFC20	Alf-Alf-Ww-Bw-*Ca-**L-Ww-***Bs	91	176	147	28	84	0	18	146	12	0	0	33	6	5	103	0	0	0	0	0
OFC21	Alf-Alf-Alf-Ww-*Os-Sun-Pea-Ww-*Bs	91	205	181	24	88	0	16	178	12	0	0	34	7	10	131	0	0	0	0	0
OFC22	Alf-Alf-Alf-Ww-Ra-Ww-Fab-Ww-***Bs	91	185	153	32	83	0	24	149	12	0	0	36	6	11	100	0	0	0	0	0
OFC23	Alf-Alf-Alf-Ww-Ra-Ww-*Bs-Fab-Ww-Bs	91	174	138	37	79	0	36	127	12	0	0	35	6	11	87	0	0	0	0	0
OFC24	Fa(Clr)-Ww-Tri-Pea,Bw-Ww-*Os-*Bs-Pea,Tri-Bw-Pea,Tri	91	91	58	32	64	0	36	43	12	0	0	39	0	19	0	0	0	0	0	0
OFC25	Alf-Alf-Ww-*Os-*Fab-Ww-Pea-*Tri*(Pea,Tri)-Ww	91	97	91	6	94	0	12	73	12	0	0	39	0	14	38	0	0	0	0	0
OFC26	Alf-Alf-Alf-Ww-*BuW-Fab-Ww-Tri-Pea,Tri-Ww-*Bs	91	167	134	32	81	0	31	123	12	0	0	38	0	14	82	0	0	0	0	0
OFC27	Alf-Alf-Alf-***Ww-*BuW-***Fab-*Ww-L,Ca-*Tri-***Bs	91	189	142	47	75	0	17	159	12	0	0	30	1	15	15	0	0	0	0	0
OFC28	Clr-Ww-*Fab-Ww-Cg	91	153	107	45	70	25	46	70	12	0	0	52	0	11	44	0	0	0	0	0
OFC29	*Fab-Cg-*Bs	78	145	75	70	52	0	108	26	12	0	0	53	0	22	0	0	0	0	0	0
OFC30	Alf-Alf-*Cg-Soy-Fveg	78	300	209	90	70	0	44	244	12	0	0	20	0	28	158	0	0	4	0	0
OFC32	Fab-Ww-Tri-*Cg	78	123	83	40	68	0	77	34	12	0	0	58	0	25	0	0	0	0	0	0

**Table A3-1 (continued)**

ID	Crop rotation	Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr.	Major soils
OFC33	Alf-Alf-Tri-*SM-*Bs	78	145	126	19	87	0	46	87	12	0	0	22	0	0	78	26	0	0	Sandy loam, silty clay loam
OFC34	Alf-Alf-Tri-*Car-Bs	78	173	106	67	61	0	24	129	12	7	0	22	0	0	78	0	0	6	Sandy loam, silty clay loam
OFC35	Fab-Ww-***Cg-Pea, Tri-Ww-*Tri	78	169	82	87	48	60	60	37	12	0	0	52	0	30	0	0	0	0	Silty clay loam
OFC36	Fab-Ww-Ow-Pea, Tri-Ww-Cg	78	151	91	60	61	44	58	37	12	0	0	65	0	26	0	0	0	0	Silty clay loam, sandy loam
OFC37	Alf-Alf-Ww-*Fla-Ww-*Fab-Ww-*Tri	77	154	117	37	76	0	34	109	11	0	0	58	0	26	30	0	0	4	Silty clay loam
OFC38	Alf-Alf-Alf-Ww-Bw-Fab-Ww-L-Ww-Ry-BuW	77	126	111	14	89	0	21	93	11	0	0	35	0	15	55	0	7	0	Silty clay loam
OFC40	Alf-Alf-Ww-Fla-Ww-Ow-*Fab-Ww-Fla-Tri	77	187	148	39	79	43	7	127	11	0	0	40	3	20	76	0	5	3	Loam
OFC41	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-Fla-Ww-Tri	77	258	195	63	76	53	10	183	11	0	0	46	0	0	140	0	5	5	Loam
OFC42	Alf-Alf-Alf-Ww-Tri-Fla-Ww-*Fab-Ww-Os	77	232	186	46	80	43	10	168	11	0	0	50	0	17	112	0	5	4	Loam
OFC43	Alf-Alf-Ww-Fla-Ww-*Fab-Ow-Ww	77	191	155	36	81	47	9	123	11	0	0	52	0	11	83	0	5	5	Loam
OFC44	Alf-Alf-Ww-Fla-Ww-*Fab-L, Ca-Tri	77	199	159	40	80	32	20	136	11	0	0	43	3	21	83	0	5	4	Loam
OFC45	Alf-Alf-Ww-He-Tri-Fab-Ww-*Cg-P, Tri-Ww-Bs	77	90	80	10	89	0	2	76	11	0	0	21	1	17	41	0	0	0	Sandy loam
OFC46	Alf-Alf-Ww-He-Ww-Fab-Ww-*Cg-Fab-Ww-Tri	77	102	85	17	83	0	0	91	11	0	0	22	1	15	46	0	0	0	Sandy loam
OFC47	Alf-Alf-Ww-BuW-Ry-***Cg-Ww-L, Ca-Bs	77	134	113	21	84	15	14	94	11	0	0	40	3	4	65	0	0	0	Silty clay loam
OFC48	Alf-Alf-Ww-BuW-Ry-***Fveg-Ww-L, Ca-Bs	77	123	115	9	93	5	13	94	11	0	0	34	3	4	65	0	0	9	Silty clay loam
OFC49	Alf-Alf-Ww-Tri-Ow-Fab-Ww-***Bs-Fa(Clr)-Ww	77	170	126	44	74	24	11	124	11	0	0	44	0	13	69	0	0	0	Loam
OFC50	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-Pea-Ww-BuW-Fla-Ww-Ww-*** (Fab, Os)	77	209	128	82	61	48	38	112	11	0	0	38	3	10	76	0	0	0	Sandy loam
OFC51	Pea, Tri-Ra-Ww-Tri-Sun	77	81	56	39	69	49	18	15	11	0	0	28	30	4	0	0	0	0	Silty clay loam
OFC52	Alf-Alf-Ra-Ww-Tri-Pea, Tri-Tri-Sun	77	157	113	44	72	39	12	95	11	0	0	22	19	3	70	0	0	0	Silty clay loam
OFC53	Fa(Clr)-Ww-Pea, Ry-Pea, Bw-Ra-Ww-Ow	77	99	39	60	39	10	41	36	11	0	0	25	10	4	0	0	0	0	Loam
OFC54	Alf-Alf-Ww-BuW-Fab-Ww-Tri, Pea-Os	95	140	114	25	82	0	0	127	13	0	0	33	0	20	61	0	0	0	Loam
OFC55	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-Fab-Ww-Ry-Os	89	140	125	15	90	0	0	128	11	0	0	21	0	10	92	0	2	0	Silty clay loam
OFC56	Fab-Ww-*Cg	72	162	97	65	60	0	83	57	20	2	0	54	0	43	0	0	0	0	Silty clay loam
OFC57	*Fab-Ww-*Sun-Ww-Pea, Tri	53	94	64	29	69	0	41	33	20	0	0	29	12	24	0	0	0	0	Sandy loam
OMCL1	Clr-Ww-*Fab-Bw-Tri-Bw-Pea-Ow	51	172	138	34	80	30	23	108	11	0	0	37	0	36	44	0	21	0	Loam
OMCL2	Gr-Gr-Tri-Ry-Os-Pea	52	123	97	26	79	0	61	50	11	0	0	27	0	10	27	27	33	0	Silty clay loam
OMCL3	Alf, Orch-Alf, Orch-***Ww-***Tri, Pea-Fab-Tri	52	183	154	30	84	34	0	138	11	0	0	17	0	18	84	30	4	0	Clay limestone
OMCL4	RyG, Clw-RyG, Clw-Tri-Fveg-***Os-Fab-***Cg	10	75	69	7	91	0	23	41	11	0	0	32	0	16	5	11	3	2	Clay limestone
OMCL5	Alf, Os-Alf, Os-Alf, Os-Alf, Os-*Bs	60	141	127	13	91	0	79	49	13	0	0	18	0	0	36	73	5	0	Clay, Loam
OMCL6	Alf, Os-Alf, Os-Alf, Os-Alf, Os-*Bs-Pea, Tri	60	149	132	17	89	0	95	62	13	0	0	18	0	25	27	62	5	0	Clay, Loam
OMCL7	Alf-Alf-Alf-Ww-Ow-Po-Alf-Os	2	172	113	58	66	15	55	90	13	0	0	32	0	0	63	0	8	11	Sandy loam, silty clay loam
OMCL8	Alf, Orch-Alf, Orch-Alf, Orch-Ww-*Po-*Ww-Tri	59	162	147	16	90	0	82	65	15	0	0	29	0	0	48	48	4	17	Loam
OMCL9	RyG, Clw-RyG, Clw-RyG, Clw-RyG, Clw-RyG, Clw-Tri, Pea	28	124	119	5	96	0	21	92	14	0	0	17	0	8	61	30	3	0	Flinty clay loam
OMCL10	Alf, Orch-Alf, Orch-SM-Ww-Tri, Pea-Clr-SM-Bw-Tri, Pea	28	194	176	19	90	0	60	122	12	0	0	34	0	10	84	40	7	0	Flinty clay loam
OMCL11	RyG, Clw-RyG, Clw-RyG, Clw-RyG, Clw-Ow	28	212	205	7	96	12	34	151	12	0	0	15	0	0	87	70	4	0	Flinty clay loam
OMCL12	Alf-Alf-Alf-Ww-Fla-Tri-Fab-Tri, Pea-Alf-Bs	27	170	159	11	94	0	15	143	12	0	0	38	3	14	96	0	8	0	Flinty clay loam
OMCL13	Fab-Ww-Tri-*Cg	78	115	99	15	87	0	53	50	13	0	0	71	0	29	0	0	0	0	Silty clay loam
OMCL14	Gr-Gr-Gr-Gr	23	84	74	9	89	0	50	24	10	0	0	2	0	1	18	53	0	0	Loam

**Crops** – Alf: alfalfa; Bw: Winter Barley; Bs: Spring Barley; BuW: Buckwheat; Ca: Cameline; Car: Carrots; Clr: Red Clover; Clw: White Clover; Cg: Grain Corn; Fa: Fallow; Fab: Faba bean; Fla: Flax; Fveg: Field vegetable; Gr: Temporary Grassland; He: Hemp; Len: Lentil; Mu: Mustard; Orch: Orchard grass; Os: Spring Oat; Ow: Winter Oat; Pea: Pea; Po: Potatoes; Ra: Rapeseed; Ry: Rye; RyG: Rye Grass; SM: Silage Maize; Soy: Soybean; SuB: Sugar beet; Sun: Sunflower; Sp: Spelt; Tri: Triticale; Ws: Spring Wheat; Ww: Winter Wheat. **Intercrops** - \* without legume species ; \*\* legumes in mixture with non legume species; pure legumes

**Table A3-2 : SSB details for all conventional systems, following the PNB fertilization recommendations or with current practices.**

ID	Crop rotation	Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr .	kgN/ha/yr									
<b>CONVENTIONAL ROTATIONS (PNB fertilization)</b>																													
CFC1	Ra-Ww-Bw	52	160	104	56	65	0	0	0	12	0	148	75	30	0	0	0	0	0	0									
CFC2	Ra-Ww-*Bs-*Bs	52	147	82	65	55	0	0	0	12	0	135	57	20	0	0	0	4	0	0									
CFC3	Ra-Ww-Bw	52	146	116	30	79	0	0	0	12	0	134	72	27	0	0	0	17	0	0									
CFC4	SM-Ww-SM-Ww-*Bs-Ww-SM	52	203	149	54	73	0	60	0	12	0	131	65	0	0	0	69	15	0	0									
CFC5	Ra-Ww-*Bs	52	187	119	68	64	0	0	0	12	0	175	85	34	0	0	0	0	0	0									
CFC6	Ra-Ww-*Cg-Ww	8	218	130	88	59	0	29	0	14	0	175	102	28	0	0	0	0	0	0									
CFC7	Pea-Ww-Bw	8	168	146	22	87	0	0	55	14	0	100	88	0	47	0	0	11	0	0									
CFC8	*SuB-Ww-Ww-*SuB-Bs	8	168	125	43	74	0	12	0	14	0	143	77	0	0	0	0	6	41	0									
CFC9	Ra-Ww-Bw	10	176	106	70	60	0	0	0	11	0	165	75	32	0	0	0	0	0	0									
CFC10	Ra-Ww-*Bs-Pea-Ww-Bw	10	165	107	58	65	0	0	22	11	0	133	67	14	18	0	0	8	0	0									
CFC11	Ra-Ww-*SuB-Bs	10	183	117	66	64	0	0	0	11	0	172	66	25	0	0	0	0	26	0									
CFC12	*SuB-Ww-Po-Ww	10	188	145	43	77	0	6	0	11	0	171	71	0	0	0	0	0	74	0									
CFC13	Ra-Ww-*Bs-*SuB-Ww	10	161	131	29	82	0	0	0	11	0	150	81	23	0	0	0	7	20	0									
CFC14	Ra-Ww-*Bs	10	194	119	76	61	0	0	0	11	0	184	82	37	0	0	0	0	0	0									
CFC15	Ra-Ww-*Bs	10	218	124	93	57	9	0	0	11	0	198	89	36	0	0	0	0	0	0									
CFC16	*SuB-Ww-*Po-Ww	10	192	150	42	78	0	6	0	11	3	173	76	0	0	0	0	0	74	0									
CFC17	Ra-Ww-*SuB-*Bs	10	179	115	63	65	0	0	0	11	0	168	62	28	0	0	0	0	25	0									
CFC18	Ra-Ww-Po-Ww-*SuB-*Bs	51	183	123	60	67	0	0	28	11	0	144	65	18	23	0	0	0	17	0									
CFC19	Ra-Ww-*SuB-*Bs	51	188	118	69	63	0	7	0	11	0	170	65	28	0	0	0	0	26	0									
CFC20	Ra-Ww-Ww-Bw	51	185	133	52	72	0	0	0	11	0	174	104	29	0	0	0	0	0	0									
CFC21	Ra-Ww-Bw	51	185	129	55	70	0	0	0	11	0	174	92	38	0	0	0	0	0	0									
CFC22	Ra-Ww-Bw	91	172	118	54	68	0	0	0	12	0	160	83	35	0	0	0	0	0	0									
CFC23	Ra-Ww-Fab-Ww-Bw	91	168	127	41	76	0	0	45	12	0	112	72	21	34	0	0	0	0	0									
CFC24	Ra-Ww-*Cg-Ww	91	161	118	43	73	0	0	0	12	0	149	92	26	0	0	0	0	0	0									
CFC25	Ra-Ww-Pea-Ww-*Bs	91	154	119	34	78	0	0	32	12	0	110	71	21	27	0	0	0	0	0									
CFC26	*SuB-Ww-Ww	91	155	125	30	81	0	0	0	12	0	143	93	32	0	0	0	0	0	0									
CFC27	*SuB-Ww-Ww	91	200	122	78	61	0	0	0	12	3	186	91	0	0	0	0	0	31	0									
CFC28	Pea-Ww-*Bs	91	140	124	16	89	0	0	53	12	0	76	80	0	44	0	0	0	0	0									
CFC29	*SuB-Ww-*Bs	91	132	114	18	87	0	0	0	12	0	120	83	0	0	0	0	0	31	0									
CFC30	Ra-Ww-*Cg-Ww	78	174	131	43	75	0	0	0	12	0	162	105	26	0	0	0	0	0	0									
CFC31	Ra-Ww-Ww	78	183	124	59	68	0	0	0	12	0	171	89	35	0	0	0	0	0	0									
CFC32	Ra-Ww-Ww-Bw	78	164	115	49	70	0	0	0	12	0	152	89	26	0	0	0	0	0	0									

**Table A3-2 (continued)**

ID	Crop rotation	Dpt		Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr .
		Inputs	kgN/ha/yr																
CFC33	Ra-Ww-Bw	78	171	120	51	70	0	0	0	12	0	159	86	34	0	0	0	0	0
CFC34	Ra-Ww-Ww-Pea-Ww-Ww	78	188	143	45	76	0	0	28	12	0	144	95	19	23	0	0	6	0
CFC35	*Cg-Ww-Fab-Ww	78	175	142	33	81	0	0	56	12	0	107	99	0	43	0	0	0	0
CFC36	Ra-Ww-Ww-Bw	78	180	128	52	71	0	0	0	12	0	168	102	25	0	0	0	0	0
CFC37	*Cg-Ww-Fab-Ww-Ra-Ww	78	187	140	47	75	0	0	37	12	0	137	94	17	29	0	0	0	0
CFC38	*Cg-Ww-Fab-Ww	77	173	143	29	83	0	0	0	11	0	105	101	0	43	0	0	0	0
CFC39	Ra-Ww-Fab-Ww	77	187	140	47	75	0	0	56	11	0	120	71	26	43	0	0	0	0
CFC40	Ra-Ww-Bw	77	171	127	44	74	0	0	0	11	0	160	83	34	0	0	0	10	0
CFC41	Ra-Ww-*Bs-Ra-Ww-Ww	77	174	126	48	73	0	0	0	11	0	163	91	35	0	0	0	0	0
CFC42	Ra-Ww-Pea-Ww	77	175	132	43	76	0	0	39	11	0	125	73	27	33	0	0	0	0
CFC43	Ra-Ww-*Bs-*SuB-Ww-Bw	77	161	116	45	72	0	9	0	11	0	140	83	17	0	0	0	0	16
CFC44	*SuB-Ww-*Cg-Ww	77	156	125	30	80	0	0	0	11	0	144	101	0	0	0	0	0	24
CFC45	*Cg-Ww-Fab-Ww	77	180	145	35	81	0	0	56	11	0	113	102	0	43	0	0	0	0
CFC46	Ra-Ww-Fab-Ww	77	183	136	47	74	0	0	56	11	0	116	68	26	43	0	0	0	0
CFC47	Ra-Ww-*Cg-Ww	77	198	135	63	68	7	0	0	11	0	180	106	29	0	0	0	0	0
CFC48	*SuB-Ww-Fab-Ww	77	174	147	27	84	0	0	62	11	0	101	75	0	48	0	0	0	25
CFC49	Ra-Ww-*SuB-Ww	77	170	126	44	74	0	0	0	11	0	159	74	28	0	0	0	0	25
CFC50	Ra-Ww-Bw	77	168	115	53	69	0	0	0	11	0	157	80	36	0	0	0	0	0
CFC51	*SuB-Ww-*Cg-Ww	77	134	113	21	84	0	0	0	11	0	123	91	0	0	0	0	0	23
CFC52	*SuB-Ww-Ww-*SuB-Ww-*Bs	95	147	129	18	88	0	0	0	13	0	134	86	0	0	0	0	11	32
CFC53	Ra-Ww-Ww-Pea-Ww	95	181	137	44	76	0	0	31	13	0	138	90	21	26	0	0	0	0
CFC54	Ra-Ww-Ww	95	182	134	48	74	0	0	0	13	0	169	99	35	0	0	0	0	0
CFC55	SM-Ww	60	214	143	71	67	0	112	0	13	0	89	143	0	0	0	0	0	0
CFC56	Ra-Ww-Bw	60	155	133	22	86	0	0	0	13	0	143	97	37	0	0	0	0	0
CFC57	*SuB-Ww-*Cg-Ww-Ww-*SuB-Ww	60	165	129	37	78	0	0	0	13	0	153	115	0	0	0	0	0	13
CFC58	Ra-Ww-*SuB-Ww	60	199	130	69	65	0	33	0	13	0	153	78	29	0	0	0	0	23
CFC59	Ra-Ww-*Bs	60	158	119	39	76	0	0	0	13	0	145	85	34	0	0	0	0	0
CFC60	*SuB-Ww-Pea-Ww	60	168	136	32	81	0	0	41	13	0	114	78	0	35	0	0	0	24
CFC61	Ra-Ww-Ww-Bw-Ra-Ww-Bw	60	198	131	68	66	0	0	0	13	0	186	100	31	0	0	0	0	0
CFC62	*SuB-Ww-Po-Ww	60	178	143	35	80	8	0	0	13	0	158	73	0	0	0	0	0	70
CFC63	Ra-Ww-*Bs-Ra-Ww-Bw-Bw	2	181	122	58	68	0	0	0	13	0	160	91	32	0	0	0	0	0
CFC64	*SuB-Ww-Ww	2	181	133	48	73	0	0	0	13	0	168	101	0	0	0	0	0	31
CFC65	*SuB-Ww-Fab-Ww	2	191	147	44	77	0	0	63	13	0	115	75	0	48	0	0	0	24
CFC66	Ra-Ww-*SuB-Ww	2	188	125	63	67	0	15	0	13	0	160	73	28	0	0	0	0	24
CFC67	Ra-Ww-Bw	28	161	119	42	74	0	0	0	12	0	149	85	34	0	0	0	0	0
CFC68	Ra-Ww-Ww	28	173	131	42	76	0	0	0	12	0	161	83	39	0	0	0	9	0
CFC69	*Cg-Cg-Ww	18	176	129	47	73	0	0	0	11	8	157	129	0	0	0	0	0	0
CFC70	*Sun-Ww-Ww-Bw	18	145	103	42	71	0	0	0	11	0	136	86	17	0	0	0	0	0

**Table A3-2 (continued)**

ID	Crop rotation	Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr	kgN/ha/yr	
CFC71	Ra-Ww-Bw	28	180	124	55	69	0	0	0	12	0	168	91	34	0	0	0	0	0	0	0
CFC72	Ra-Ww-Ww-Bw	28	178	133	44	75	0	0	0	12	0	166	106	28	0	0	0	0	0	0	0
CFC73	Ra-Ww-Bw	27	218	118	100	54	0	37	0	14	0	167	82	36	0	0	0	0	0	0	0
CFC74	Ra-Ww-Ww	27	187	158	29	84	0	0	0	14	0	173	101	34	0	0	0	0	23	0	0
CFC75	Ra-Ww-Bw	89	173	106	66	62	0	0	0	11	0	161	75	32	0	0	0	0	0	0	0
CFC76	Ra-Ww-*Bs-Pea-Ww-Bw	89	149	107	42	72	0	0	0	11	0	116	67	14	18	0	0	8	0	0	0
CMCL1	Gr-Gr-Gr-SM-SM-Ww	52	198	145	53	73	0	67	33	12	0	87	24	0	0	20	97	5	0	0	0
CMCL2	Alf-Alf-Alf-Ww-*Bs-*SuB-Ww-*Bs	8	274	204	70	74	0	0	170	14	0	91	62	0	0	130	0	0	0	13	0
CMCL3	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-*SuB-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	268	193	75	72	0	0	138	11	0	119	66	11	0	105	0	0	0	10	0
CMCL4	Alf-Alf-Ww-*SuB-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	235	166	69	71	0	0	94	11	0	129	70	13	0	72	0	0	0	11	0
CMCL5	Alf-Alf-Ww-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	215	155	60	72	0	0	94	11	0	110	67	15	0	73	0	0	0	0	0
CMCL6	Gr-Gr-Gr-SM-Ww-SM-Tri	60	309	166	142	54	0	171	41	13	0	84	34	0	0	24	101	7	0	0	0
CMCL7	Gr-Gr-Gr-SM-Ww-SM-Ww	27	239	153	85	64	0	80	42	14	0	103	38	0	0	21	85	8	0	0	0
<b>CONVENTIONAL ROTATIONS (current practices)</b>																					
CFC1	Ra-Ww-Bw	52	178	104	74	59	0	0	0	12	0	167	75	30	0	0	0	0	0	0	0
CFC2	Ra-Ww-*Bs-*Bs	52	149	82	68	55	0	0	0	12	0	138	57	20	0	0	0	4	0	0	0
CFC3	Ra-Ww-Bw	52	172	116	56	67	0	0	0	12	0	160	72	27	0	0	0	17	0	0	0
CFC4	SM-Ww-SM-Ww-*Bs-Ww-SM	52	208	149	59	71	0	60	0	12	0	136	65	0	0	0	69	15	0	0	0
CFC5	Ra-Ww-*Bs	52	183	119	65	65	0	0	0	12	0	172	85	34	0	0	0	0	0	0	0
CFC6	Ra-Ww-*Cg-Ww	8	228	130	98	57	0	29	0	14	0	185	102	28	0	0	0	0	0	0	0
CFC7	Pea-Ww-Bw	8	174	146	28	84	0	0	55	14	0	105	88	0	47	0	0	11	0	0	0
CFC8	*SuB-Ww-Ww-*SuB-Bs	8	171	125	46	73	0	12	0	14	0	146	77	0	0	0	0	6	41	0	0
CFC9	Ra-Ww-Bw	10	168	106	61	64	0	0	0	11	0	157	75	32	0	0	0	0	0	0	0
CFC10	Ra-Ww-*Bs-Pea-Ww-Bw	10	149	107	42	72	0	0	22	11	0	116	67	14	18	0	0	8	0	0	0
CFC11	Ra-Ww-*SuB-Bs	10	175	117	57	67	0	0	0	11	0	164	66	25	0	0	0	0	0	26	0
CFC12	*SuB-Ww-Po-Ww	10	186	145	42	78	0	6	0	11	0	170	71	0	0	0	0	0	0	74	0
CFC13	Ra-Ww-*Bs-*SuB-Ww	10	178	131	46	74	0	0	0	11	0	167	81	23	0	0	0	7	20	0	0
CFC14	Ra-Ww-*Bs	10	170	119	51	70	0	0	0	11	0	159	82	37	0	0	0	0	0	0	0
CFC15	Ra-Ww-*Bs	10	198	124	74	63	9	0	0	11	0	178	89	36	0	0	0	0	0	0	0
CFC16	*SuB-Ww-*Po-Ww	10	193	150	44	77	0	6	0	11	3	180	76	0	0	0	0	0	0	74	0
CFC17	Ra-Ww-*SuB-*Bs	10	172	115	57	67	0	0	0	11	0	161	62	28	0	0	0	0	0	25	0
CFC18	Ra-Ww-Po-Ww-*SuB-*Bs	51	168	123	45	73	0	0	28	11	0	130	65	18	23	0	0	0	0	17	0
CFC19	Ra-Ww-*SuB-*Bs	51	182	118	63	65	0	7	0	11	0	164	65	28	0	0	0	0	0	26	0
CFC20	Ra-Ww-Ww-Bw	51	184	133	51	72	0	0	0	11	0	173	104	29	0	0	0	0	0	0	0
CFC21	Ra-Ww-Bw	51	184	129	55	70	0	0	0	11	0	173	92	38	0	0	0	0	0	0	0
CFC22	Ra-Ww-Bw	91	173	118	56	68	0	0	0	12	0	162	83	35	0	0	0	0	0	0	0
CFC23	Ra-Ww-Fab-Ww-Bw	91	180	127	53	71	0	0	45	12	0	124	72	21	34	0	0	0	0	0	0
CFC24	Ra-Ww-*Cg-Ww	91	174	118	56	68	0	0	0	12	0	162	92	26	0	0	0	0	0	0	0

**Table A3-2 (continued)**

ID	Crop rotation	kgN/ha/yr																	
		Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr
CFC25	Ra-Ww-Pea-Ww-*Bs	91	160	119	40	75	0	0	32	12	0	116	71	21	27	0	0	0	0
CFC26	*SuB-Ww-Ww	91	175	125	50	72	0	0	0	12	0	163	93	32	0	0	0	0	0
CFC27	*SuB-Ww-Ww	91	184	122	62	66	0	0	0	12	3	170	91	0	0	0	0	0	31
CFC28	Pea-Ww-*Bs	91	158	124	34	79	0	0	53	12	0	93	80	0	44	0	0	0	0
CFC29	*SuB-Ww-*Bs	91	142	114	28	81	0	0	0	12	0	130	83	0	0	0	0	0	31
CFC30	Ra-Ww-*Cg-Ww	78	175	131	44	75	0	0	0	12	0	163	105	26	0	0	0	0	0
CFC31	Ra-Ww-Ww	78	188	124	64	66	0	0	0	12	0	176	89	35	0	0	0	0	0
CFC32	Ra-Ww-Ww-Bw	78	179	115	64	64	0	0	0	12	0	167	89	26	0	0	0	0	0
CFC33	Ra-Ww-Bw	78	185	120	65	65	0	0	0	12	0	173	86	34	0	0	0	0	0
CFC34	Ra-Ww-Ww-Pea-Ww-Ww	78	188	143	45	76	0	0	28	12	0	144	95	19	23	0	0	6	0
CFC35	*Cg-Ww-Fab-Ww	78	197	142	55	72	0	0	56	12	0	129	99	0	43	0	0	0	0
CFC36	Ra-Ww-Ww-Bw	78	171	128	43	75	0	0	0	12	0	159	102	25	0	0	0	0	0
CFC37	*Cg-Ww-Fab-Ww-Ra-Ww	78	188	140	48	75	0	0	37	12	0	138	94	17	29	0	0	0	0
CFC38	*Cg-Ww-Fab-Ww	77	195	143	51	74	0	0	0	11	0	128	101	0	43	0	0	0	0
CFC39	Ra-Ww-Fab-Ww	77	200	140	60	70	0	0	56	11	0	133	71	26	43	0	0	0	0
CFC40	Ra-Ww-Bw	77	187	127	60	68	0	0	0	11	0	176	83	34	0	0	0	10	0
CFC41	Ra-Ww-*Bs-Ra-Ww-Ww	77	186	126	59	68	0	0	0	11	0	175	91	35	0	0	0	0	0
CFC42	Ra-Ww-Pea-Ww	77	177	132	44	75	0	0	39	11	0	127	73	27	33	0	0	0	0
CFC43	Ra-Ww-*Bs-*SuB-Ww-Bw	77	175	116	60	66	0	9	0	11	0	155	83	17	0	0	0	0	16
CFC44	*SuB-Ww-*Cg-Ww	77	173	125	47	73	0	0	0	11	0	161	101	0	0	0	0	0	24
CFC45	*Cg-Ww-Fab-Ww	77	197	145	52	73	0	0	56	11	0	130	102	0	43	0	0	0	0
CFC46	Ra-Ww-Fab-Ww	77	196	136	60	69	0	0	56	11	0	129	68	26	43	0	0	0	0
CFC47	Ra-Ww-*Cg-Ww	77	197	135	62	68	7	0	0	11	0	179	106	29	0	0	0	0	0
CFC48	*SuB-Ww-Fab-Ww	77	188	147	41	78	0	0	62	11	0	115	75	0	48	0	0	0	25
CFC49	Ra-Ww-*SuB-Ww	77	178	126	51	71	0	0	0	11	0	166	74	28	0	0	0	0	25
CFC50	Ra-Ww-Bw	77	184	115	68	63	0	0	0	11	0	172	80	36	0	0	0	0	0
CFC51	*SuB-Ww-*Cg-Ww	77	166	113	53	68	0	0	0	11	0	155	91	0	0	0	0	0	23
CFC52	*SuB-Ww-Ww-*SuB-Ww-*Bs	95	153	129	25	84	0	0	0	13	0	141	86	0	0	0	0	11	32
CFC53	Ra-Ww-Ww-Pea-Ww	95	180	137	43	76	0	0	31	13	0	137	90	21	26	0	0	0	0
CFC54	Ra-Ww-Ww	95	186	134	52	72	0	0	0	13	0	173	99	35	0	0	0	0	0
CFC55	SM-Ww	60	228	143	85	63	0	112	0	13	0	104	143	0	0	0	0	0	0
CFC56	Ra-Ww-Bw	60	160	133	27	83	0	0	0	13	0	147	97	37	0	0	0	0	0
CFC57	*SuB-Ww-*Cg-Ww-Ww-*SuB-Ww	60	187	129	58	69	0	0	0	13	0	174	115	0	0	0	0	0	13
CFC58	Ra-Ww-*SuB-Ww	60	193	130	63	67	0	33	0	13	0	148	78	29	0	0	0	0	23
CFC59	Ra-Ww-*Bs	60	175	119	56	68	0	0	0	13	0	162	85	34	0	0	0	0	0
CFC60	*SuB-Ww-Pea-Ww	60	168	136	31	81	0	0	41	13	0	114	78	0	35	0	0	0	24
CFC61	Ra-Ww-Ww-Bw-Ra-Ww-Bw	60	178	131	47	73	0	0	0	13	0	165	100	31	0	0	0	0	0
CFC62	*SuB-Ww-Po-Ww	60	179	143	36	80	8	0	0	13	0	159	73	0	0	0	0	0	70

**Table A3-2 (continued)**

ID	Crop rotation	Dpt	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Compo.	Ferti. Org	BNF	Dep. Atm	Irrig.	Ferti. Min	Cer.	Oils.	Grain legume	Forage legume	Other forages	Straws	Industr .	kgN/ha/yr	
CFC63	Ra-Ww-*Bs-Ra-Ww-Bw-Bw	2	176	122	53	70	0	0	0	13	0	163	91	32	0	0	0	0	0	0	0
CFC64	*SuB-Ww-Ww	2	180	133	47	74	0	0	0	13	0	167	101	0	0	0	0	0	0	0	31
CFC65	*SuB-Ww-Fab-Ww	2	192	147	45	77	0	0	63	13	0	116	75	0	48	0	0	0	0	0	24
CFC66	Ra-Ww-*SuB-Ww	2	191	125	66	66	0	15	0	13	0	163	73	28	0	0	0	0	0	0	24
CFC67	Ra-Ww-Bw	28	168	119	49	71	0	0	0	12	0	156	85	34	0	0	0	0	0	0	0
CFC68	Ra-Ww-Ww	28	173	131	42	76	0	0	0	12	0	162	83	39	0	0	0	0	0	9	0
CFC69	*Cg-Cg-Ww	18	195	129	67	66	0	0	0	11	8	176	129	0	0	0	0	0	0	0	0
CFC70	*Sun-Ww-Ww-Bw	18	154	103	52	66	0	0	0	11	0	143	86	17	0	0	0	0	0	0	0
CFC71	Ra-Ww-Bw	28	168	124	43	74	0	0	0	12	0	156	91	34	0	0	0	0	0	0	0
CFC72	Ra-Ww-Ww-Bw	28	179	133	46	75	0	0	0	12	0	167	106	28	0	0	0	0	0	0	0
CFC73	Ra-Ww-Bw	27	217	118	99	54	0	37	0	14	0	167	82	36	0	0	0	0	0	0	0
CFC74	Ra-Ww-Ww	27	194	158	36	81	0	0	0	14	0	180	101	34	0	0	0	0	23	0	0
CFC75	Ra-Ww-Bw	89	168	106	62	63	0	0	0	11	0	157	75	32	0	0	0	0	0	0	0
CFC76	Ra-Ww-*Bs-Pea-Ww-Bw	89	149	107	42	72	0	0	0	11	0	116	67	14	18	0	0	0	8	0	0
CMCL1	Gr-Gr-Gr-SM-SM-Ww	52	197	145	52	74	0	67	33	12	0	86	24	0	0	20	97	5	0	0	0
CMCL2	Alf-Alf-Alf-Ww-*Bs-*SuB-Ww-*Bs	8	265	204	61	77	0	0	170	14	0	81	62	0	0	130	0	0	0	13	0
CMCL3	Alf-Alf-Alf-Ww-Ww-*SuB-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	271	193	78	71	0	0	138	11	0	122	66	11	0	105	0	0	0	10	0
CMCL4	Alf-Alf-Ww-*SuB-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	237	166	71	70	0	0	94	11	0	128	70	13	0	72	0	0	0	11	0
CMCL5	Alf-Alf-Ww-*Bs-Ra-Ww-Bw	51	218	155	63	71	0	0	94	11	0	113	67	15	0	73	0	0	0	0	0
CMCL6	Gr-Gr-Gr-SM-Ww-SM-Tri	60	321	166	155	52	0	171	41	13	0	97	34	0	0	24	101	7	0	0	0
CMCL7	Gr-Gr-Gr-SM-Ww-SM-Ww	27	233	153	80	66	0	80	42	14	0	98	38	0	0	21	85	8	0	0	0

**Crops** – Alf: alfalfa; Bw: Winter Barley; Bs: Spring Barley; BuW: Buckwheat; Ca: Cameline; Car: Carrots; Clr: Red Clover; Clw: White Clover; Cg: Grain Corn; Fa: Fallow; Fab: Faba bean; Fla: Flax; Fveg: Field vegetable; Gr: Temporary Grassland; He: Hemp; Len: Lentil; Mu: Mustard; Orch: Orchard grass; Os: Spring Oat; Ow: Winter Oat; Pea: Pea; Po: Potatoes; Ra: Rapeseed; Ry: Rye; RyG: Rye Grass; SM: Silage Maize; Soy: Soybean; SuB: Sugar beet; Sun: Sunflower; Sp: Spelt; Tri: Triticale; Ws: Spring Wheat; Ww: Winter Wheat.

**Intercrops** - \* without legume species ; \*\* legumes in mixture with non legume species; pure legumes

# 4

## **Du surplus à la lixiviation**



## 1. Introduction

Nous avons montré précédemment que le bilan des apports de fertilisants azotés au sol et de l'exportation d'azote par la récolte permettait de caractériser les performances environnementales des systèmes de culture du point de vue des pertes d'azote. Le surplus azoté moyen d'une rotation culturale est ainsi un indicateur pertinent du risque de lixiviation de cette rotation, c'est-à-dire du risque d'entraînement par l'eau de percolation d'ions nitrate très soluble hors de la zone potentiellement exploitable par les racines. Toutefois, le devenir du surplus, outre la lixiviation, comprend aussi (i) les pertes atmosphériques liées à la dénitrification avec des émissions d'oxyde nitreux -N<sub>2</sub>O- gaz à effet de serre en produit intermédiaire, et à la volatilisation d'ammoniac -NH<sub>3</sub>., ainsi que (ii) le stockage dans le pool de matière organique du sol.

Nous cherchons dans ce chapitre à préciser, sur une base empirique, la relation qui peut exister entre le surplus, la lixiviation et la concentration de drainage pour différents types de systèmes de culture. La connaissance de cette relation est essentielle notamment pour passer du diagnostic de pressions aux impacts sur les ressources en eau dans le cadre de situations réelles ou prospectives.

Nous avons pour cela rassemblé un ensemble de données d'observations sur différents types des systèmes de culture en milieu tempéré de la moitié nord de la France, incluant ou non des cultures intermédiaires, permettant à la fois d'évaluer le surplus azoté et la lixiviation sur au moins un cycle de rotation cultural complet. Ces données proviennent d'une part de la littérature, finalement assez peu abondante sur le sujet, et d'autre part des mesures réalisées par Marie Benoit (Benoit, 2014 ; Benoit et al., 2014) dans le cadre du réseau ABAC comparant les pratiques bio et conventionnelles ([www.fire.upmc.fr/abac/](http://www.fire.upmc.fr/abac/)).

## 2. Les facteurs de régulation de la lixiviation du nitrate

### 2.1 Conditions pédoclimatiques

En climat tempéré, la lixiviation se produit généralement à l'automne lorsque la pluviométrie est importante, la minéralisation active et que le prélèvement par les plantes est faible (Machet et Mary, 1990; Randall et Mulla, 2001). Mais l'intensité du phénomène dépend des interactions entre les conditions pédoclimatiques, les systèmes de culture et les pratiques agricoles (Di et Cameron, 2002), et est donc très spécifique de chaque site.

Ainsi, par exemple on comprend aisément que plus les volumes drainés sont importants, plus les exportations d'azote vers l'hydrosystème sont élevées. L'importance de la lame d'eau infiltrée dépend principalement des précipitations et des profils texturaux des sols. De nombreux auteurs s'accordent sur le fait que les quantités de nitrate lixivié sont deux à trois fois supérieures dans des limons sableux que dans des limons argileux (Bergstöm et Johansson, 1991; Gaines et Gaines, 1994; Hansen et al., 2000; Beaudoin et al., 2005; van Es et al., 2006).

## 2.2 La fertilisation

Nous avons montré précédemment que sur le moyen et long terme (au moins une rotation culturale complète), les surplus azotés s'accroissent avec la fertilisation totale (chap.3 ), et il est probable qu'il en soit de même pour les pertes par lixiviation, volatilisation ou dénitrification. Les doses, dates, et type d'apports fertilisants peuvent influencer sur l'importance des flux lixiviés. Les apports de fertilisants minéraux, directement solubles, sont particulièrement sujets à la lixiviation s'ils ne sont pas prélevés par les plantes cultivées ou réorganisés dans la matière organique du sol par les micro-organismes. Plusieurs traçages à l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur blé, ont montré qu'environ 45-65% de l'azote apporté est fixé dans la biomasse aérienne, 10-20 % se retrouvent immobilisé dans le pool organique du sol et ainsi seuls 5-35 % sont entraîné par lixiviation (Recous et al., 1988; MacDonald et al., 1997; Giacomini et al., 2010; Sebilo et al., 2013). Ces taux sont évidemment variables en fonction de l'activité microbienne des sols et de l'assimilation par les plantes (Destain et al., 2010).

En revanche, les engrais organiques ont un comportement différent, qui varie notamment en fonction de leur rapport C/N (Benoit et al., 2014). Un rapport C/N élevé entraîne une minéralisation plus lente, une organisation plus importante de l'azote minéral dans le pool de matière organique du sol, et une moindre disponibilité pour les plantes et pour la lixiviation (Poudel et al., 2001 ; Chèneby et al., 1994). Si l'efficacité d'utilisation des engrais organiques par les plantes demeure controversée c'est que sa mesure dépend fortement de la durée des études (Zavattaro et al., 2012).

De même l'azote fixé par les légumineuses peut significativement contribuer à accroître le pool de matière organique du sol sur le long terme (Ross et al., 2008), mais peut également générer des pertes azotées par lixiviation l'année suivant la destruction d'une légumineuse, du fait de la minéralisation des résidus de récoltes et des parties souterraines (Justes et al., 2001; Stopes et al., 2002) sans pour autant qu'une libération massive de nitrate soit observée (Beaudoin et al., 1992; Benoit et al., 2014).

## 2.3 Le travail du sol

Certains auteurs rapportent un effet du non labour sur la réduction de la lixiviation mais avec plusieurs interprétations. Deux principales hypothèses, non exclusives, sont avancées : i) une réduction de la minéralisation liée à la non perturbation du sol (Dowdell et Cannell, 1975; Nyborg et Malhi, 1989 ; Boniface, 1996), ii) un accroissement des émissions gazeuses, en lien avec une plus grande dénitrification qui serait favorisée par une porosité réduite du sol (Oorts et al., 2007 ; Constantin et al. 2010).

## 2.4 La gestion des intercultures

### 2.4.1 *Qu'est-ce qu'une CIPAN ?*

Dans une rotation culturale, l'interculture est la période comprise entre la récolte d'une culture principale et le semis de la suivante. Sa durée est variable selon les successions culturales, allant de quelques jours dans le cas d'une récolte tardive du précédent suivie d'une culture d'hiver, à plusieurs mois dans le cas d'une culture de printemps. Un sol laissé nu durant cette période, qui correspond également en climat tempéré à la période où le drainage est le plus important (automne-hiver) augmente fortement le risque de lixiviation du nitrate. L'introduction d'une culture intermédiaire (CI) dite « piège à nitrate » (CIPAN), permet de réduire les pertes par lixiviation par rapport à un sol nu dans des proportions variables selon les systèmes de cultures et le contexte pédoclimatique. Cette réduction est principalement due à l'absorption de l'azote minéral du sol par la CIPAN, et de façon très minime à la réduction du volume de drainage attribuée à l'augmentation de l'évapotranspiration réelle par le couvert (en moyenne en France de 20 à 50 mm selon le pédo-climat et le niveau de croissance du couvert (Justes et al., 2012)). Dans les systèmes bas intrants, les CI peuvent également être implantée avec un objectif d'amélioration de la fertilité du sol, notamment par l'introduction de légumineuses, on parle alors d'« engrais verts ». Les CI ne sont pas destinées à être récoltées et sont détruites à l'aide de moyens mécaniques (labour, broyage, rouleaux à lames) ou chimiques (principalement par du glyphosate, en combinaison possible avec le 2,4D), ou encore par des mécanismes naturels comme la sénescence ou le gel.

### 2.4.2 *Contexte réglementaire*

Avec le raisonnement de la fertilisation, les CIPAN font partie des principaux dispositifs mobilisés dans les textes réglementaires contre la contamination nitrique. L'obligation de couverture hivernale des sols a été posée pour la première fois en 2001, dans le cadre des « zones d'actions complémentaires » du 2<sup>ème</sup> programme d'action de la Directive Nitrates, puis en 2008 pour l'ensemble des « zones vulnérables » dans le 4<sup>ème</sup> programme d'action. Actuellement en application, le 5<sup>ème</sup> programme d'action comporte dans ses programmes d'action régionaux des modalités de gestion des cultures intermédiaires, désormais obligatoires dans les « zones vulnérables » en interculture longue et en interculture courte après colza, avec cependant un certain nombre de dérogations (récolte tardive, faux semis et déchaumage, sols argileux, épandage de boue de papeterie, lutte contre les chardons). Notons que les légumineuses sont autorisées comme CIPAN en mélange dans la limite de 50 %, sauf en agriculture biologique où elles peuvent être utilisées pures. La couverture des sols (permanente ou temporaire) fait également partie des mesures qui peuvent être rendues obligatoires pour assurer la protection des « aires d'alimentation de captages d'eau potable d'une importance particulière pour l'approvisionnement actuel ou futur » dans le cadre de la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 2006, article L.211-3C.) qui est la transcription dans le droit français de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000). Ce contexte législatif, joint à une gestion de plus en plus économe des intrants azotés par les agriculteurs, explique que l'on retrouve de plus en plus de situations avec CIPAN dans les systèmes de cultures actuels, ce qui n'était pas le cas il y a quelques dizaines d'années.

### 2.4.3 L'efficacité des CIPAN

L'efficacité des CIPAN sur la lixiviation du nitrate a récemment été évaluée dans une expertise collective de l'INRA (Justes et al., 2012), par la synthèse de données de la littérature et la réalisation de simulations prospectives à l'aide du modèle de culture sol-plante-atmosphère STICS qui permet de calculer des bilans d'eau, de carbone et d'azote à un pas de temps journalier en intégrant les variabilités de climats, de sols et d'itinéraires techniques (Brisson et al., 1998). En effet, *a priori*, le niveau d'efficacité d'une CIPAN dépend de nombreux facteurs, comme le développement du couvert (dates de levée et destruction), les conditions pédoclimatiques, le reliquat d'azote minéral à la récolte, ou encore les espèces constituant le couvert (graminées, crucifères, légumineuses, mélanges, repousses).

Trois successions "types" qui représentent une surface importante dans les systèmes de culture français, et correspondent à la gamme des durées d'interculture pour lesquelles une CIPAN peut être implantée, ont été simulées : i) une succession colza-blé, à inter-culture courte, ii) une succession blé-maïs, à inter-culture longue, iii) une succession maïs-maïs, à inter-culture longue avec récolte tardive à l'automne (Justes et al., 2012).

**Cas des intercultures courtes et longues à récolte d'été** - Les simulations montrent que si la levée est correcte et le couvert suffisamment dense et homogène, les CIPAN (non légumineuses) sont efficaces pour réduire la lixiviation (kgN/ha/an) et la concentration nitrique de l'eau de drainage (mgNO<sub>3</sub>/l) aussi bien en interculture longue que courte avec un taux d'abattement généralement supérieur à 50 % et dépassant 75 % dans un grand nombre de situations pluvieuses. L'efficacité des CIPAN en interculture courte tient à leur capacité d'absorber l'azote minéral du sol durant les mois de septembre et d'octobre alors que la minéralisation du sol est élevée (sols chauds et humides). En revanche, il faut noter que certaines successions à période d'interculture très courtes (type blé-colza ou orge-colza; maïs-blé ; tournesol-blé ; sorgho-blé ; soja-blé ; betterave-blé ; pomme de terre-blé) ne permettent pas l'implantation d'une CIPAN avec un développement suffisant pour être efficace.

**Cas des intercultures longues après maïs** - Dans le cas d'une interculture longue avec une récolte d'automne précoce comme le maïs fourrage, le taux de réduction médian n'est plus que de 30 %. Pour des récoltes d'automne tardives comme pour le maïs grain, les CIPAN deviennent peu efficaces pour réduire la lixiviation, et le taux d'abattement médian de la concentration est inférieur à 10 %, en raison d'une croissance trop faible à l'automne compte tenu de la date tardive de semis.

**Cas des légumineuses** - Les légumineuses peuvent être utiles pour réduire la lixiviation et la concentration nitrique de l'eau de drainage même si leur efficacité est environ moitié moindre que celle des espèces non légumineuses (crucifères et graminées). En effet, les légumineuses acquièrent la majeure partie de leur azote par fixation symbiotique, et par conséquent n'absorbent qu'une faible partie de l'azote minéral disponible dans le sol, contrairement aux espèces non-légumineuses comme la moutarde ou le ray-grass.

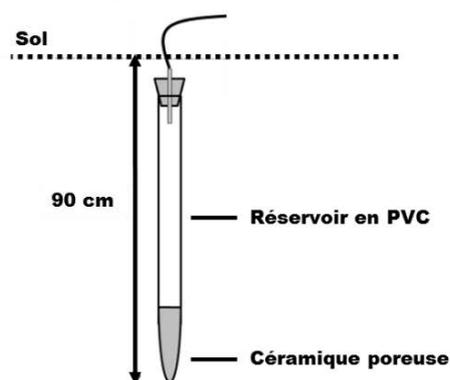
L'efficacité des CIPAN sur le long terme a été démontrée à condition de réduire la fertilisation azotée des cultures principales, car l'incorporation répétée des résidus de cultures intermédiaires a des effets cumulatifs sur le stockage de matière organique du sol ce qui peut contribuer à terme à accroître la minéralisation (Constantin et al., 2010; Constantin et al., 2012).

### 3. Mesures de la lixiviation

#### 3.1 Méthodes

Les fuites de nitrates par lixiviation peuvent être plus ou moins directement estimées par divers dispositifs (Addiscott, 1990), à une échelle locale par des mesures des concentrations sous-racinaires prélevées en bougies poreuses, à l'aide de cases lysimétriques ou encore de carottages profonds, et de façon plus intégrative par le suivi de drains agricoles.

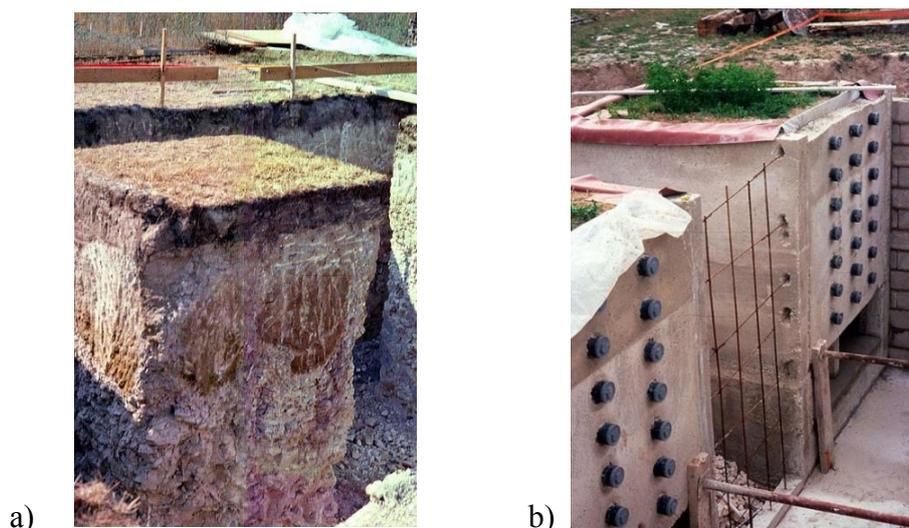
**Bougies poreuses-** Les bougies poreuses sont composées d'une cupule cylindrique creuse faite d'un matériau poreux supposé inerte, céramique en général. Cette cupule est reliée à un tube fermé hermétiquement par un bouchon par lequel passe un tube de prélèvement. Elles peuvent être positionnées verticalement, horizontalement ou avec un angle de 45° (Curley et al., 2010), à une profondeur d'environ 90 cm pour accéder aux concentrations sous-racinaires (Lord and Shepherd, 1993). Les prélèvements se font par mise sous vide ce qui permet l'aspiration de l'eau libre du sol au travers de la céramique (Fig. 4-1). Par suite, l'estimation de la lixiviation, en kgN/ha, à partir de mesures de concentrations, en mgN/l, nécessite de connaître les flux d'eau infiltrés, qui peuvent être estimés localement par le calcul d'un bilan hydrique (Burns, 1976) ou lorsqu'il s'agit de renseigner une situation moyenne, par le calcul de l'écoulement spécifique annuel à partir des mesures de débit de la banque HYDRO (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>).



**Figure 4-1 :** Prélèvement d'eau sous-racinaire dans une bougie poreuse à l'aide d'une pompe de dépression dans une exploitation de Seine-et-Marne du réseau ABAC.

**Lysimètres-** Les lysimètres sont des cuves étanches en métal, béton ou plastique, contenant du sol mis en culture qui permettent de réaliser un bilan complet de matière par la mesure directe des entrées et sorties sur une colonne verticale de sol (Muller, 1996). La face supérieure est exposée aux conditions atmosphériques, et aux traitements appliqués (fertilisation, labour ...) alors que les faces latérales empêchent tout échange avec l'extérieur. La face inférieure permet d'accéder au volume drainé à la base du lysimètre (lysimètre « fermé ») et à la concentration des eaux d'infiltration sous-racinares (Fig. 4-2). L'année lysimétrique est comptée à partir du 1<sup>er</sup> octobre pour s'ajuster aux cycles culturaux. Les volumes drainés sont mesurés journalièrement, et c'est le cumul de ce volume qui détermine la quantité d'éléments lixiviés. La concentration annuelle moyenne en azote nitrique est définie par le rapport entre la quantité totale d'azote nitrique lixiviée et le volume d'eau drainée. De tels dispositifs sont principalement utilisés dans les essais expérimentaux de long terme car leur installation est coûteuse et nécessite d'importants travaux (Carter et Gregorich, 2007), mais c'est une technique précieuse pour l'analyse systémique car elle permet d'évaluer les conséquences d'effets cumulatifs.

Webster et al. (1993) ont montré la bonne concordance entre les mesures de concentration en  $\text{NO}_3^-$  obtenus en bougies poreuses et en lysimètres.



**Figure 4-2 :** (a) Monolithe d'un lysimètre à Châlons-sur-Marne (Rendzine brune sur Craie) (b) Cases lysimétriques utilisées à Châlons-sur-Marne photographiées lors de leur construction © INRA.

**Carottages-** Le carottage des sous-sols profonds et homogènes est également un moyen plus indirect d'estimer la lixiviation en mesurant la concentration dans l'eau de la microporosité de la zone non saturée considérée comme représentative des flux d'infiltration générés sur la parcelle (Arnaud et al., 2009; Chiesi, 2011). L'intérêt de cette méthode est de fournir un enregistrement sur le long terme des flux d'infiltration résultant des pratiques culturales passées.

**Drains-** Les parcelles agricoles drainées pour évacuer l'excès d'eau et ainsi éviter l'anoxie des sols hydromorphes, peuvent être considérées comme des lysimètres géants (Arlot, 1999; Kladvko et al., 2004). On considère alors que le réseau de drainage capte la majorité des flux de percolation (Henine et al., 2010) ou en tout cas que les flux drainés sont représentatifs de l'ensemble de l'infiltration.

### **3.2 Données empiriques disponibles en systèmes arables**

Nous avons réuni les données d'un certain nombre d'études publiées dans une large moitié Nord de la France permettant de renseigner à la fois le bilan d'azote (SSB, soil surface balance) d'une parcelle ou d'un groupe de parcelles agricoles dont les pratiques ont été documentées, ainsi que la concentration en nitrate sous-racinaire et les flux lixiviés (Tableau 4-1). Les mesures proviennent à la fois d'essais culturaux de longue durée dans des stations expérimentales (Boigneville, Thibie, Châlons) qui reproduisent une ou plusieurs rotations majoritaires observées dans les mêmes régions, et également d'exploitations agricoles commerciales dont les itinéraires techniques sont pilotés par les agriculteurs (réseau ABAC : Orgeval, Champagne crayeuse, et Haute-Normandie).

**Tableau 4-1 :** Synthèse des mesures « directes » de lixiviation par bougies poreuses (b), lysimètres (l), drains (d), carottages (c), des surplus azotés et de l'indicateur de couverture automnale (ICA) des successions culturales de divers sites du Bassin de la Seine.

Site	Succession culturale	Fert (kgN/ha/an)	Récolte (kgN/ha/an)	Surplus (kgN/ha/an)	Conc (mgN/l)	Drainage (mm/an)	Lixiv (kgN/ha/an)	ICA	Mes	Ref
<b>IDF (ABAC)</b>										
ABAC1 (77)	<i>Luz-Luz-B-<sup>**</sup>Lin-<sup>**</sup>Har-B</i>	175	144	31	9,0	158	14	0,60	b	1
ABAC2 (77)	<i>Luz-Luz-B-Lin-B-Av-<sup>*</sup>Fev-B</i>	208	158	50	17,5	158	28	0,33	b	1
ABAC3 (77)	<i>Co-<sup>**</sup>B-<sup>**</sup>B</i>	223	159	64	7,7	158	12	0,62	b	1
ABAC4 (77)	<i><sup>***</sup>Ma-B</i>	210	120	90	19,2	158	30	0,50	b	1
ABAC5 (89)	<i>Co-B-Oh</i>	167	135	32	9,5	237	22	0,20	b	1
ABAC6 (89)	<i>Luz-Luz-Luz-B-Sei-Av-<sup>*</sup>Fev-B-B</i>	147	111	36	7,6	237	18	0,37	b	1
ABAC7 (95)	<i>Luz-Luz-To-Fev-B-Pois,Trit-B-Av</i>	123	80	43	9,4	302	28	0,24	b	1
ABAC8 (95)	<i>Co-B-B</i>	212	134	78	25,7	287	74	0,20	b	1
ABAC9 (78)	<i><sup>**</sup>Ma-B</i>	239	198	41	10,2	246	25	0,58	b	1
ABAC10 (60)	<i>Luz-Luz-B-<sup>**</sup>Ma-B-<sup>***</sup>Fev-B</i>	165	129	36	6,1	287	17	0,49	b	1
<b>Orgeval (77)</b>	<i>Ma-B-O</i>	154	100	54	26,0	184	48	0,20	b	2;3
<b>Boigneville (91)</b>										
B1, 90-06	<i>B-Op-P</i>	178	125	53	20,3	143	29	0,00	b,l	4
B1cc, 90-06	<i><sup>*</sup>B-<sup>*</sup>Op-<sup>*</sup>P</i>	178	125	53	12,9	140	18	0,70	b,l	4
B2 non labour, 90-06	<i>B-Op-P</i>	167	124	43	14,7	143	21	0,00	b,l	4
B2cc non labour, 90-06	<i><sup>*</sup>B-<sup>*</sup>Op-<sup>*</sup>P</i>	166	122	44	9,7	140	14	0,70	b,l	4
<b>Thibie (51)</b>										
Th, 90-03	<i>P-B-Bet</i>	201	135	66	24,6	144	35	0,20	b,l	4;5
Th F-, 90-03	<i>P-B-Bet</i>	176	123	53	21,5	144	31	0,20	b,l	4;5
Thcc, 90-03	<i><sup>*</sup>P-<sup>*</sup>B-<sup>*</sup>Bet</i>	201	139	62	12,0	123	15	0,70	b,l	4;5
Thcc F-, 90-03	<i><sup>*</sup>P-<sup>*</sup>B-<sup>*</sup>Bet</i>	176	125	51	10,4	123	13	0,70	b,l	4;5
Th, 04-07	<i>B-O-Bet</i>	167	130	37	24,2	120	29	0,20	b,l	4;5

## Chapitre 4. Du surplus à la lixiviation

Thcc, 04-07	<i>B-<sup>*</sup>O-<sup>*</sup>Bet</i>	167	134	33	11,5	94	11	0,67	b,1	4;5
<b>Chalons (51)</b>										
Lys 9, 82-92	<i>Bet-B</i>	134	76	58	20,7	148	31	0,30	1	6;7
Lys 9, 93-01	<i>*P-B-<sup>*</sup>Bet</i>	143	99	44	20,3	183	37	0,47	1	6;7
Lys 10, 82-01	<i>Bet-B</i>	133	82	51	25,7	160	41	0,30	1	6;7
Lys 11, 82-91	<i>Bet-B</i>	134	87	48	27,8	113	31	0,30	1	6;7
Lys 11, 92-01	<i>*P-B-<sup>*</sup>Bet</i>	129	78	51	25,3	138	35	0,47	1	6;7
Lys12, 82-91	<i>Bet-B</i>	134	100	34	40,9	119	49	0,30	1	6;7
Lys12, 92-01	<i>Pois-B-Bet</i>	143	104	39	37,5	123	46	0,00	1	6;7
<b>Champagne crayeuse</b>										
CC1, 99-10	<i>P-B-Bet-B-<sup>*</sup>Op-<sup>*</sup>P-B-Esc-Luz-Luz-B-Op</i>	263	196	66	19,2	225	43	0,33	c	8
CC2, 01-10	<i>Op-Bet-B-<sup>*</sup>Bet-B-Co-B-<sup>*</sup>Bet-B-Op</i>	198	131	67	22,4	225	50	0,32	c	8
CC3, 04-10	<i>B-End-O-<sup>*</sup>B-RG-Pdt-<sup>*</sup>O</i>	166	125	41	15,1	225	34	0,29	c	8
CB1, 99-10	<i>B-<sup>*</sup>Bp-Len-Av-<sup>*</sup>B-Mout-B-Jach-<sup>*</sup>B-<sup>*</sup>Op-Luz-Luz</i>	184	122	63	18,5	225	42	0,33	c	8
CB2, 00-10	<i>B-Op-Co-Tri-<sup>*</sup>P-B-<sup>*</sup>Op-Co-B-<sup>*</sup>Op-Tri</i>	176	78	97	28,7	225	65	0,30	c	8
<b>Haute-Normandie</b>										
Goderville, 76-85	<i>Bet-B-Colza/Lin-Esc-<sup>*</sup>Ma ens</i>	179	126	53	11,3	301	34	0,38	c	9
Mousseaux, 61-79	<i>Luz-Luz-B-B-O-Lin-B-B-Ma-B-O</i>	193	122	70	20,3	215	44	0,28	c	9
Mousseaux, 80-89	<i>P-B-B-To-B-B</i>	181	127	54	14,7	215	33	0,24	c	9

\* Culture intermédiaire sans légumineuse (crucifère, graminée...)

\*\* Culture intermédiaire en mélange avec des légumineuses

\*\*\* Culture intermédiaire de légumineuse pure (trèfle, vesce ...)

Réf : 1 (Benoit, comm pers, in prep.) ; 2 (Billy et al., 2011) ; 3 (Garnier et al., 2014) ; 4 (Constantin et al., 2010) ; 5 (Briffaux, 2009) ; 6 (Ballif, 1996) ; 7 (Germon, comm pers) ; 8 (Chiesi, 2011) ; 9 (Arnaud et al., 2009)

## 4. Relation surplus-lixiviation en systèmes arables

Nous avons vu que de nombreuses variables environnementales et liées aux pratiques culturales contrôlent annuellement l'intensité de la lixiviation, mais ces dernières conditionnent également la valeur du surplus, ce qui justifie pleinement l'utilisation de cet indicateur pluriannuel intégratif pour évaluer les pertes azotées d'un système cultural, en lien avec des dispositifs de mesures (lysimètres, bougies poreuses, ...) suivis sur le long terme. En revanche, la valeur du surplus azoté est peu sensible à la gestion des intercultures qui figurent pourtant parmi les principaux facteurs de contrôle de la lixiviation. Les CIPAN ne sont généralement pas récoltées et sont donc neutres dans le bilan SSB (excepté lorsqu'elles intègrent des légumineuses apportant de l'azote par fixation symbiotique), alors que leur utilisation induit une importante réduction des pertes azotées par lixiviation.

C'est pourquoi, pour rendre compte des situations observées, il nous a paru nécessaire d'élaborer un indicateur de couverture automnale des sols intégré sur la rotation (ICA).

Cet indicateur est construit de la manière suivante :

(1) Nous avons tout d'abord attribué un taux d'abattement du surplus à chaque types d'interculture et de CIPAN (avec ou sans légumineuses), en cohérence avec les simulations de l'expertise INRA (Justes et al., 2012) (Tableau 4-2). Les mélanges de cultures intermédiaires légumineuses et non-légumineuses sont de plus en plus pratiqués car ils combinent les avantages de "piège à nitrate" et d'"engrais vert", mais les références bibliographiques sont rares et ce cas n'a pas été testé dans les simulations de l'expertise INRA. Par défaut, pour le calcul des ICA, nous utiliserons pour les mélanges contenant des légumineuses un taux intermédiaire d'abattement entre une légumineuse pure ou une crucifère/gaminée.

Pour le cas des intercultures très courtes (culture à récolte tardive suivie d'une culture d'hiver) ou inexistante (culture pérennes), nous avons défini l'abattement par optimisation sur les données expérimentales (voir plus loin).

(2) L'ICA représente le taux d'abattement moyen de la lixiviation à l'échelle de la rotation : il est défini par la somme des abattements de chaque interculture divisé par le nombre de termes de la rotation. Il est ainsi est ainsi borné entre 0 et 0.7, cette dernière valeur correspondant à l'abattement maximum attribué aux cultures pérennes.

La lixiviation (moyenne sur la rotation) est alors définie comme

$$\text{Lixiv (kgN/ha/an)} = (1\text{-ICA}) * \text{surplus (kgN/ha/an)}$$

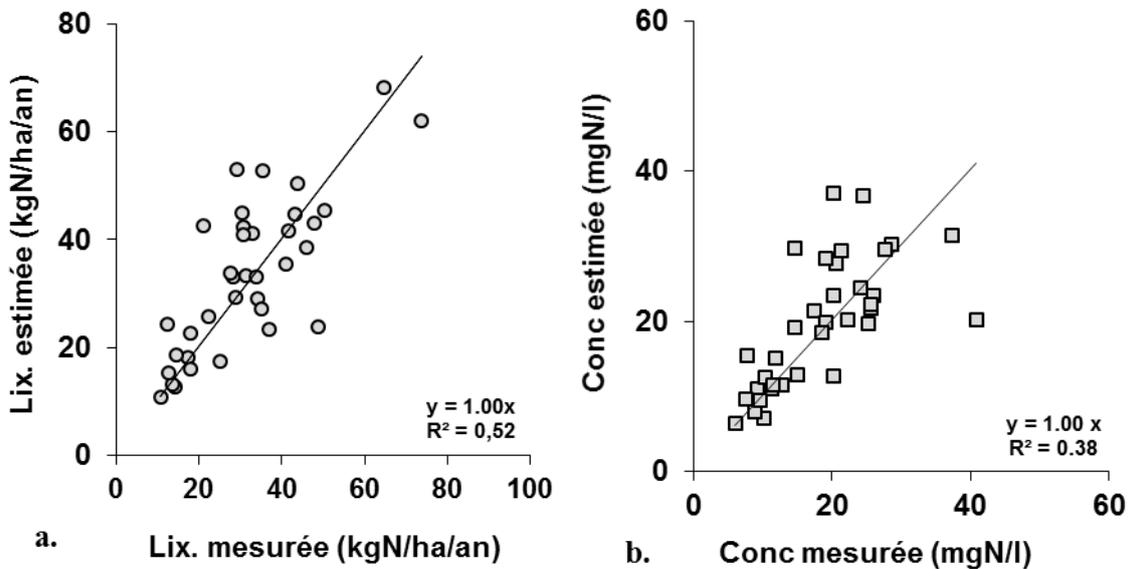
La concentration de lixiviation (mgN/l) est alors donnée par le rapport du flux de lixiviation à la lame d'eau de drainage :

$$\text{Conc NO}_3 \text{ (mgN/l)} = \text{Lixiv (kgN/ha/an)} / \text{lame d'eau (mm)} * 100$$

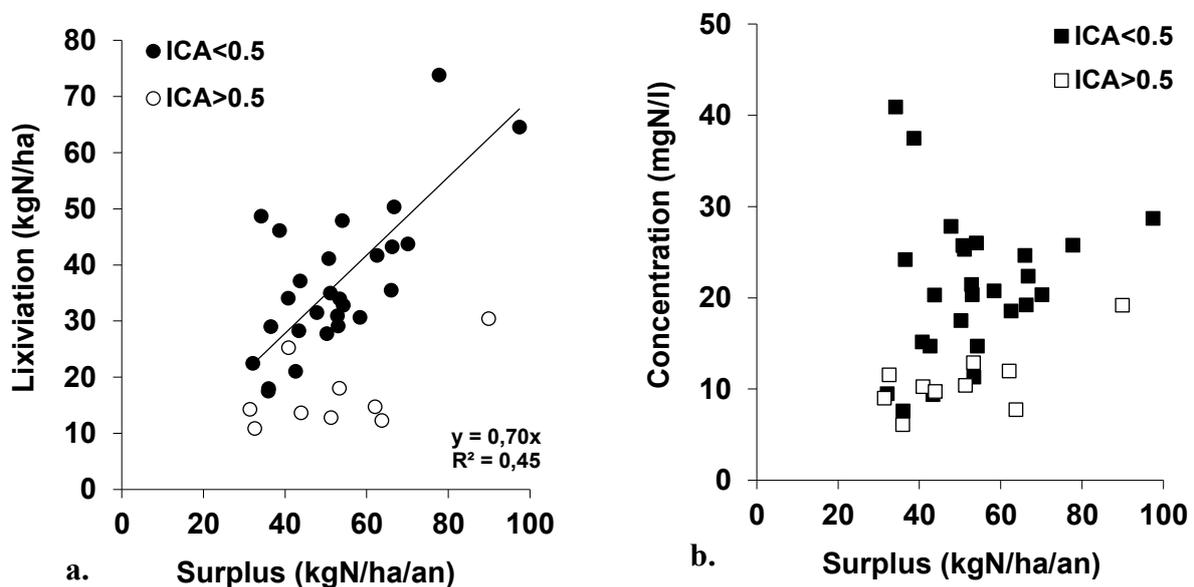
Sur base des observations disponibles dans le tableau 4-1, on montre que l'estimation de la lixiviation à partir l'ICA et du surplus, arrive à bien reproduire la lixiviation mesurée, et parvient à expliquer 52 % de la variabilité observée dans les mesures de lixiviation et 38 % de la variabilité des mesures de concentrations sous-racinaires (Fig. 4-3).

**Tableau 4-2 :** Taux d'abattement de la lixiviation (%) en fonction des intercultures et des espèces de CIPAN semées : légumineuses pures (L), mélange incluant des légumineuses et non légumineuses (M), graminées (G) ou crucifères (C).

Intercultures	Succession type	Successions apparentées	% Abattement		
			L	M	G C
<b>Cultures pérennes</b>	Luzerne-Luzerne	<i>trèfle-trèfle, jachère ...</i>		70	
<b>IC très courte + culture hiver</b>	blé-colza	<i>maïs-blé ; tournesol-blé ; sorgho-blé ; soja-blé ; betteraves-</i>		60	
<b>CIPAN IC courte</b>	colza-blé	<i>pois-blé ; fev-blé; blé-blé ...</i>	40	55	70
<b>CIPAN IC longue, récolte été</b>	blé-maïs	<i>blé-orge(p); blé-pois; blé-betterave ; blé-pdt; blé-</i>	40	55	70
<b>CIPAN IC longue, récolte automne précoce</b>	maïs <sub>four</sub> -maïs	<i>betterave-pois ; tournesol-sorgho ...</i>	15	20	30
<b>CIPAN IC longue, récolte automne tardive</b>	maïs <sub>grain</sub> -maïs	<i>betterave-pois ; soja-maïs ...</i>	5	5	10



**Figure 4-3 :** (a) Lixiviation mesurée vs. lixiviation estimée à partir du surplus azoté et de l'indice de couverture automnale ICA. (b) Concentration nitriques des eaux sous-racinaire mesurée vs estimée à partir de l'estimation de lixiviation et de la lame drainante.



**Figure 4-4 :** Relation entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an (a) ou la concentration des eaux de drainage en mgN/l (b) pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5).

Pour un  $ICA < 0.5$ , on observe une corrélation entre le surplus et les flux d'azote lixiviés (Fig. 4-4a). De sorte que dans les situations où la couverture automnale des sols n'est pas optimale, le contrôle de la lixiviation passe en tout premier lieu par la réduction du surplus (et corolairement de la fertilisation).

En revanche, une bonne gestion des intercultures au cours de la rotation ( $ICA > 0.6$ ), de par la présence de CIPAN, de cultures pérennes, ou de jachères, permet de considérablement réduire la fraction lixiviée du surplus (Fig. 4-4a). Ainsi, on vérifie que l'implantation de CIPAN est un moyen tactique et technique efficace pour piéger l'azote nitrique, sans remise en cause profonde du système de culture.

Notons cependant, qu'un ICA élevé ne garantit pas pour autant l'infiltration d'une eau sous-racinaire conforme à la norme de potabilité de 11.2 mgN/l, en particulier pour des valeurs de surplus très élevées (Fig. 4-4b).

## 5. Relation surplus-lixiviation en prairies

Les prairies permanentes, par l'importance et la densité de leur système racinaire et par la permanence du couvert végétal qu'elles assurent, sont soumises en principe à un lessivage nettement moindre que les terres arables : une part importante du surplus est susceptible d'être accumulée dans le compartiment organique du sol, voire d'être dénitrifié.

Nous disposons de moins d'information relativement au lessivage des prairies permanentes que des terres arables. Les données acquises sur le domaine INRA de Mirecourt permettent cependant d'effectuer un bilan SSB complet des secteurs en prairies permanentes avant et après la conversion à l'agriculture biologique (Barataud, comm, pers). Les surplus azotés varient de 40 à 140 kgN/ha/an, les valeurs les plus élevées correspondant à la période antérieure à la conversion, où une fertilisation minérale importante (entre 70 et 100 kgN/ha/an) était appliquée sur les prairies. Pourtant les flux de lixiviation, estimés à l'aide de bougies poreuses implantées dans certaines parcelles, ne dépassent guère 6 kgN/ha/an, pas plus que les concentrations nitriques moyennes le niveau de 2 gN/l.

Des concentrations nitriques et des flux de lixiviation beaucoup plus importants sont observés dans des régions d'élevage plus intensif. Vertès et al. (2007) ont compilé une série de mesures de la lixiviation en prairies pâturées. Leurs travaux montrent que le flux de lixiviation est fortement dépendant du chargement animal moyen sur l'année, exprimé en équivalent unité gros bétail, UGBe.jour/ha. La lixiviation reste faible, entre 5 et 20 kgN/ha/an, pour des chargements inférieurs à 550 UGBe.jour/ha (Fig. 4-5). Elle augmente fortement au-delà de ce seuil pour atteindre des valeurs supérieures à 100 kgN/ha/an aux plus forts niveaux de chargement. Afin de comparer ces valeurs avec nos observations sur le lessivage en fonction du surplus, nous avons repris ces données et tenté de les traduire approximativement en relation surplus vs. lessivage. Cette conversion repose sur les approximations suivantes :

(1) Les apports organiques sont constitués par les déjections animales au pâturage, évaluées directement à partir du chargement en UGBe.jour/ha en considérant un taux d'excrétion journalier de 0.23 kgN/UGB/j.

(2) On considère un apport minéral moyen de 50 kgN/ha/an, et un dépôt atmosphérique de 10 kgN/ha/an.

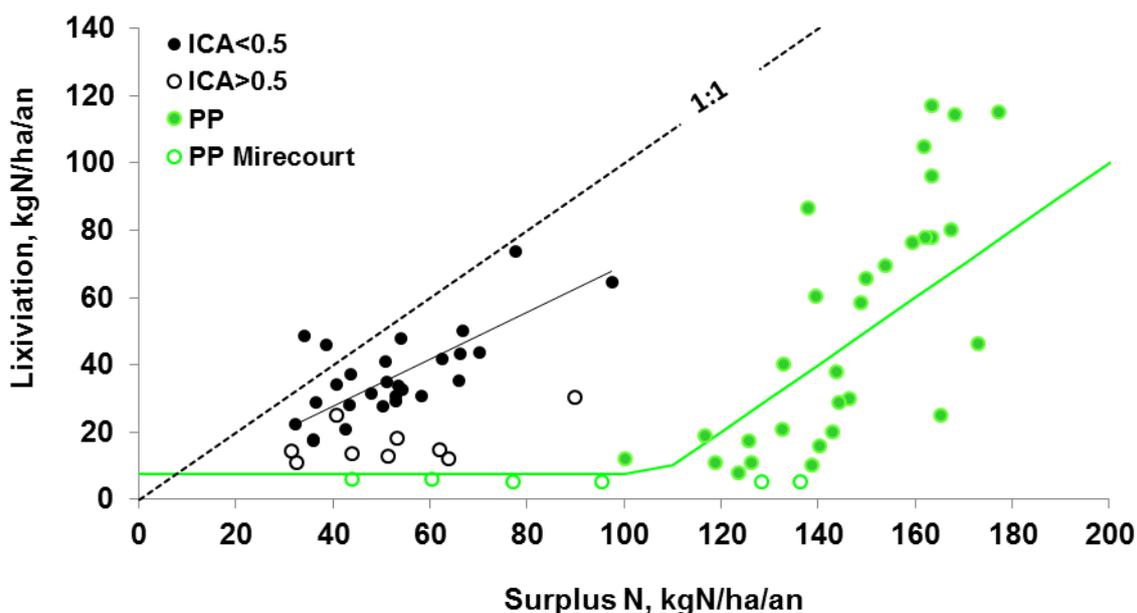
(3) La fixation symbiotique est forfaitairement estimée à 40 kgN/ha/an

(4) L'exportation est limitée à la quantité prélevée au pâturage et est estimée à partir du chargement en UGBe.jour/ha en considérant que la moitié des besoins des animaux (évalués à 0.27 kgN/UGB/jour) provient du pâturage.

Ces approximations ne se justifient qu'aux fins d'une première comparaison avec les systèmes arables. Un travail plus détaillé devra être réalisé pour établir plus rigoureusement le bilan d'azote de ces prairies. Dans l'attente, une relation du type :

$$\text{Lixiviation} = \text{MAX}[ 7.5 \text{ kgN/ha/an}, (\text{Surplus} - 100 \text{ kgN/ha/an})]$$

rend bien compte des tendances générales observées sur les deux séries de données.



**Figure 4-5 :** Relations entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5) et sur prairies.

## 6. Conclusions et perspectives

Si le surplus azoté intégré sur une rotation culturale est un bon indicateur du potentiel de pertes environnementales, il ne suffit pas à définir la lixiviation, car ce surplus peut aussi être stocké plus ou moins durablement dans la matière organique du sol ou alimenter des émissions gazeuses par dénitrification ou volatilisation.

Nous avons montré que les prairies ont une capacité importante à retenir ou émettre vers l'atmosphère la plus grande partie du surplus jusqu'à concurrence d'une centaine de kgN/ha/an. Sous terres arables avec d'importantes périodes de sol nu, 70% environ du surplus est lixivié. L'implantation systématique de cultures intermédiaires permet de limiter considérablement la lixiviation, de sorte que les rotations conduites selon cette pratique constituent une situation intermédiaire entre les prairies permanentes et les terres arables sans CIPAN. Nos données suggèrent que le surplus maximum qui puisse être 'retenu' par la pratique des cultures intermédiaires est de l'ordre de 60 kgN/ha/an (Fig. 4-5).

Cette analyse conduit à des relations empiriques opérationnelles permettant, pour les terres arables comme pour les prairies, d'évaluer la lixiviation et la concentration des flux infiltrés à partir du surplus.

Un travail plus approfondi, basé sur une recherche plus étendue de résultats d'essais longue durée dans des conditions pédoclimatiques similaires dans le Nord de l'Europe, des observations supplémentaires, avec des CI en particulier, ou faisant appel à des simulations exploratoires (par exemple avec le modèle STICS) permettront sans doute d'affiner ces relations à l'avenir.

### Références

- Addiscott, T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), pp. 157–168.
- Arlot, M.P., 1999. Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique: - sur l'influence du drainage agricole sur la contamination diffuse par les nitrates; - sur les possibilités d'utiliser les parcelles drainées pour l'analyse de la dite contamination. Université Pierre et Marie Curie.
- Arnaud, L., Baran, N., Branellec, M., Leduc, D., Flehoc, C., Tauvel, O., 2009. Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute Normandie.
- Ballif, J.L., 1996. Les lysimètres en sol de craie de Châlons-su-Marne., in: Trente Ans de Lysimétrie En France. pp. 115–149.
- Beaudoin, N., Denys, D., Muller, J.C., Monbrun, M.D., Ledain, C., 1992. Influence d'une culture de luzerne sur le lessivage du nitrate dans les sols de Champagne crayeuse. Fourrages.
- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C., Machet, J.M., Maucorps, J., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292–310. doi:10.1016/j.agee.2005.06.006.
- Benoit, M. (2014). Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières - Lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France). Thèse de l'Univ. P & M Curie, 181pp. .

- Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., Billen, G., 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 100, 285–299. doi:10.1007/s10705-014-9650-9
- Bergstöm, L., Johansson, R., 1991. Leaching of Nitrate from Monolith Lysimeters of Different Types of Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.* 20, 801. doi:10.2134/jeq1991.00472425002000040015x
- Billy, C., Birgand, F., Sebilo, M., Billen, G., Tournebize, J., Kao, C., 2011. Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds. *Phys. Chem. Earth Parts ABC* 36, 506–514.
- Boniface, R., 1996. Lysimètres de Versailles. Bilan 1974-1990, in: *Trente Ans de Lysimétrie En France*. COMIFER, pp. 327–377.
- Briffaux, G., 2009. Limiter le lessivage des nitrates. Essai longue durée AREP site de Thibie (Marne), Résultats acquis de 1991 à 2008. AREP, Châlons-en-Champagne.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Burns, I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *J. Agric. Sci.* 86, 305. doi:10.1017/S0021859600054769
- Carter, M., Gregorich, E. (Eds.), 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, Second Edition. CRC Press.
- Chèneby, D., Nicolardot, B., Godden, B., Penninckx, M., 1994. Mineralization of Composted 15N-Labelled Farmyard Manure During Soil Incubations. *Biol. Agric. Hortic.* 10, 255–264. doi:10.1080/01448765.1994.9754677
- Chiesi, F., 2011. Acquisition de données sur les pertes en azote nitrique sous différents systèmes cultureux en Champagne crayeuse. Adéquat-Environnement. Etude réalisée pour le compte de l'AESN, direction territoriale Vallée de Marne.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 36–46. doi:10.1016.agee.2011.06.006
- Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J.-P., Duyme, F., Mary, B., 2010. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant Soil* 341, 137–154. doi:10.1007/s11104-010-0630-9
- Curley, E.M., O'Flynn, M.G., McDonnell, K.P., 2010. Porous Ceramic Cups: Preparation and Installation of Samplers for Measuring Nitrate Leaching. *Int. J. Soil Sci.* 5.
- Destain, J.-P., Fonder, N., Xanthoulis, D., Reuter, V., 2010. L'isotope stable <sup>15</sup>N et le lysimètre, des outils complémentaires pour l'étude de la lixiviation de l'azote dans les sols agricoles. *Biotechnol. Agron. Société Environ. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. BASE* 14.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 64, 237–256. doi:10.1023/A:1021471531188

- Dowdell, R.J., Cannell, R.Q., 1975. Effect of ploughing and direct drilling on soil nitrate content. *J. Soil Sci.* 26, 53–61.
- Gaines, T.P., Gaines, S.T., 1994. Soil texture effect on nitrate leaching in soil percolates. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 2561–2570. doi:10.1080/00103629409369207
- Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Benoit, M., Passy, P., Tallec, G., Tournebize, J., Anglade, J., Billy, C., Mercier, B., Ansart, P., Azougui, A., Sebilo, M., Kao, C., 2014. Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *J. Environ. Manage.* 144, 125–134. doi:10.1016/j.jenvman.2014.04.030
- Giacomini, S.J., Mchet, J.M., Boizard, H., Recous, S., 2010. Dynamics and recovery of fertilizer 15N in soil and winter wheat crop under minimum versus conventional tillage. *Soil Tillage Res.* 108, 51–58. doi:10.1016/j.still.2010.03.005
- Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E., Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems — a systems modelling approach. *Eur. J. Agron.* 13, 65–82. doi:10.1016/S1161-0301(00)00060-5
- Henine, H., Nédélec, Y., Augeard, B., Birgand, F., Chaumont, C., Ribstein, P., Kao, C., 2010. Effect of Pipe Pressurization on the Discharge of a Tile Drainage System. *Vadose Zone J.* 9, 36. doi:10.2136/vzj2008.0152
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires. Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Rapport d'étude, INRA (France).
- Justes, E., Thiébeau, P., Cattin, G., Larbre, D., Nicolardot, B., 2001. Libération d'azote après retournement de luzerne. *Perspect. Agric.* 22–28.
- Kladivko, E.J., Frankenberger, J.R., Jaynes, D.B., Meek, D.W., Jenkinson, B.J., Fausey, N.R., 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *J. Environ. Qual.* 33, 1803–1813.
- LEMA - Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006.
- Lord, E.I., Shepherd, M.A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44, 435–449.
- Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S., 1997. Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of 15N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *J. Agric. Sci.* 129, 125–154. doi:null
- Mchet, J.M., Mary, B., 1990. Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture., in: *Nitrates-Agriculture-Eau*. Presented at the *Congres Nitrates-Agriculture-Eau*, Paris, FRA (1990-11-07 - 1990-11-08), INRA, Paris, pp. 395–403.
- Muller, J.C., 1996. Trente ans de lysimétrie en France (1960-1990): Une technique, un outil pour l'étude de l'environnement. Un point sur ..., INRA Editions. ed. COMIFER, Paris.
- Nyborg, M., Malhi, S.S., 1989. Effect of zero and conventional tillage on barley yield and nitrate nitrogen content, moisture and temperature of soil in north-central Alberta. *Soil Tillage Res.* 15, 1–9.

- Poudel, D., Horwath, W., Mitchell, J., Temple, S., 2001. Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68, 253–268. doi:10.1016/S0308-521X(01)00011-7
- Randall, G.W., Mulla, D.J., 2001. Nitrate Nitrogen in Surface Waters as Influenced by Climatic Conditions and Agricultural Practices. *J. Environ. Qual.* 30, 337. doi:10.2134/jeq2001.302337x
- Recous, S., Mchet, J.M., Mary, B., 1988. The fate of labelled<sup>15</sup>N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. *Plant Soil* 112, 215–224. doi:10.1007/BF02139998
- Ross, S.M., Izaurralde, R.C., Janzen, H.H., Robertson, J.A., McGill, W.B., 2008. The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 241–250. doi:10.1016/j.agee.2008.04.007
- Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G., Mariotti, A., 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 18185–18189. doi:10.1073/pnas.1305372110
- Stopes, C., Lord, E. i., Philipps, L., Woodward, L., 2002. Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use Manag.* 18, 256–263. doi:10.1111/j.1475-2743.2002.tb00267.x
- Van Es, H.M., Sogbedji, J.M., Schindelbeck, R.R., 2006. Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Nitrate Leaching. *J. Environ. Qual.* 35, 670. doi:10.2134/jeq2005.0143
- Vertès, F., Simon, J.C., Laurent, F., Besnard, A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Évaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages* 192, 423–440.
- Webster, C.P., Shepherd, M.A., Goulding, K.W.T., Lord, E., 1993. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *J. Soil Sci.* 44, 49–62. doi:10.1111/j.1365-2389.1993.tb00433.x
- Zavattaro, L., Grignani, C., Acutis, M., Rochette, P., 2012. Mitigation of environmental impacts of nitrogen use in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Mitigation of environmental impacts of nitrogen use in agriculture 147, 1–3. doi:10.1016/j.agee.2011.12.004

## 2ème Partie :

# Applications territorialisées

"L'enracinement est peut-être le besoin le plus important et le plus méconnu de l'âme humaine. C'est un des plus difficiles à définir. Un être humain a une racine par sa participation réelle, active et naturelle à l'existence d'une collectivité qui conserve vivants certains trésors du passé et certains pressentiments d'avenir."

Simone Weil, *L'Enracinement* (1943)



# Introduction

Dans cette seconde partie, nous analysons comment la démarche d'évaluation des performances agro-environnementales de divers agro-systèmes développée en première partie peut éclairer ou orienter les logiques d'acteurs. Pour ce faire, nous avons privilégié une approche par cas, une *casuistique*, qui puisse en partie restituer la complexité et l'intrication des choses humaines et non humaines.

Les sites d'étude sélectionnés peuvent être considérés comme représentatifs de problématiques communes à de nombreux territoires comme : (i) la dégradation de la qualité de l'eau par les pollutions diffuses d'origine agricoles, (ii) l'affrontement d'acteurs aux intérêts divergents, (iii) de forts enjeux de temporalité (le temps du pouvoir politique, le temps des actions individuelles, le temps des effets sur le milieu), (iv) un cadre législatif mouvant, (v) la distanciation des liens urbains-ruraux, (vi) une aspiration à une forme de relocalisation de l'alimentation et de l'économie etc. Alors que la notion de territoire disparaît progressivement au profit de celle de réseaux transfrontaliers, à l'heure de la mobilité et de la modalisation des flux, la production d'eau potable impose un ancrage territorial fonctionnel. Cette contrainte environnementale offre plus largement une opportunité de ré-enracinement, de réappropriation de lieux où chacun puisse inscrire ses actes et son histoire. Et ce non pas comme un phénomène rétrograde ou réactionnaire, mais comme une condition essentielle pour construire l'avenir à partir des « trésors hérités du passé et digérés, assimilés, recréés par nous » comme disait Simone Weil (1943).

Les différents termes du bilan azoté de surface et la relation fertilisation-rendement-surplus-lixiviation sont autant d'indicateurs, de repères, mobilisés pour fournir une image synthétique de l'évolution des pratiques agricoles, proposer une forme d'arbitrage pour savoir si les programmes d'actions mis en œuvre ou proposés pour atténuer les impacts sont à la mesure des problèmes posés et le cas échéant pour contribuer à l'élaboration d'alternatives. Il s'agit également de penser tant les connexions possibles que les échelles à prendre en compte pour rééquilibrer les flux d'azote, entre cultures et élevage notamment.

Nous postulons que l'application territorialisée de ces indicateurs de performances agro-environnementales, peut être au cœur d'un apprentissage social (Argyris & Schön 1997 ; Leeuwis & Pyburn 2002 ; Keen et al. 2005), et ainsi favoriser l'obtention d'un consensus ou rendre plus acceptables certaines contraintes réglementaires.

L'articulation des chapitres de cette partie ne suit pas une logique linéaire démonstrative. Nous avons choisi plutôt de proposer une vue kaléidoscopique en multipliant les focales, et les objets d'analyse pour saisir les dynamiques à l'œuvre, penser les longs termes, les formes de continuité et de ruptures.

Le **chapitre 5** choisit tout d'abord un temps long historique pour mettre en lumière les transformations majeures qui ont eu lieu au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle dans le territoire céréalier beauceron, en réponse aux modifications structurelles des réalités économiques sociales et politiques marquées par la révolution industrielle, le développement des transports et du libre-

échange, et l'amélioration des techniques culturales et de l'outillage. L'évaluation des capacités productives, et de l'efficacité d'utilisation de l'azote de cette agriculture traditionnelle encore fondée sur l'ancêtre équilibre culture-élevage permet de mettre en perspective d'une part les performances modernes des systèmes de cultures spécialisés soutenus par les pesticides et engrais de synthèse, dont la Beauce est aujourd'hui emblématique et d'autre part les performances des exploitations biologiques de grandes cultures et de polyculture-élevage qui proposent une alternative moderne à l'agriculture industrielle.

Le **chapitre 6** traite des récentes velléités de grandes villes de voir se redévelopper une ceinture verte de maraîchage urbain bio, censée permettre une relocalisation de l'approvisionnement alimentaire urbain en légumes. Cette politique est en particulier préconisée dans le cadre de la protection d'aires d'alimentation de captage (AAC) d'eaux souterraines dans les zones péri-urbaines de l'agglomération parisienne. Les bilans SSB calculés dans des exploitations maraîchères de la région parisienne nous permettent d'évaluer la plausibilité de telles politiques, à la fois en termes de surfaces nécessaires par rapport aux besoins de l'immense agglomération parisienne et en termes d'impact potentiel de pratiques souvent intensives sur les ressources en eau.

Les **chapitres 7 et 8** sont centrés sur les dynamiques en œuvre sur deux AAC, la Plaine du Saulce dans l'Yonne, et Flins-Aubergenville dans les Yvelines. Les deux sites impactés par des pollutions diffuses d'origine agricole font l'objet de programmes d'actions pour la reconquête de la qualité de l'eau souterraine pour l'alimentation en eau potable, portés pour le cas parisien par une entreprise privée de distribution d'eau potable, et par un partenariat agriculteurs-collectivités en Bourgogne. Les deux territoires se distinguent tant par les caractéristiques du milieu que par l'avancement des démarches, le type de solutions envisagées et les jeux d'acteurs en présence.

Sur l'AAC de la Plaine du Saulce, après plus de 20 ans de réflexion et d'action concertée, la mise en place d'une procédure « Grenelle » impose de nouveaux objectifs de résultats dans des délais imposés et courts, au risque de rompre le dialogue existant par la mise en place de mesures réglementaires. C'est dans ce contexte que nous avons été mobilisés pour expliquer l'absence de résultats sur la qualité de l'eau suite aux actions déjà entreprises, et proposer des alternatives.

Sur l'AAC de Flins-Aubergenville, notre réflexion se situe en appui à une orientation ambitieuse prise par le gestionnaire de la ressource d'accompagner les agriculteurs vers l'agriculture biologique, dans le cadre d'un programme d'actions volontaires. Le bilan SSB n'est plus ici seulement mobilisé comme un simple indicateur de pression sur la ressource, mais il a permis aussi d'alimenter un modèle hydrodispersif de l'aquifère permettant de simuler la contamination nitrique du champ captant associée à différents scénarios de changements de pratiques. Les implications territoriales de ces scénarios sont également analysées par rapport à l'opportunité qu'ils pourraient offrir de reconnecter les productions agricoles aux besoins de la consommation alimentaire locale.

A travers l'ensemble des chapitres de cette partie, nous voulons montrer que la démarche technique exposée dans la première partie de cette thèse, loin de réduire le réel à quelques indicateurs partiels, offre en fait un cadre d'analyse utile et pertinent pour mieux appréhender la complexité des enjeux agronomiques, écologiques et sociaux qui coexistent dans la gestion des territoires soumis à des problèmes de pollution diffuse agricole, et en particulier de contamination nitrique des eaux pour l'alimentation en eau potable.

### **Références**

- Argyris, C., Schön, D.A., 1997. Organizational learning: a theory of action perspective. *Reis* 345–348.
- Keen, M., Brown, V.A., Dyball, R., 2005. Social learning: a new approach to environmental management. *Soc. Learn. Environ. Manag. Sustain. Future* 3–21.
- Leeuwis, C., Pyburn, R., 2002. Social learning for rural resource management. *Wheel. Full Frogs Soc. Learn. Rural Resour. Manag.* 11–21.



# 5

## **Un retour sur l'histoire de la Beauce**



**Ce chapitre est constitué d'un article soumis pour publication dans la revue**  
*Vertigo*

---

## **« La Terre » de Zola, une histoire biogéochimique de la Beauce au XIX<sup>ème</sup> siècle**

Juliette Anglade<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>1,2</sup>, Josette Garnier<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Université Pierre & Marie Curie (UPMC), Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

<sup>2</sup> Centre National pour la Recherche Scientifique (CNRS), Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

### **Résumé**

Le bassin de la Seine a longtemps constitué l'arrière-pensée nourricier de l'agglomération parisienne. Aujourd'hui les pollutions diffuses liées à l'usage de pesticides et engrais chimiques ainsi qu'à la concentration des ateliers d'élevage, entraînent notamment la fermeture de nombreux captages d'eau potable et l'eutrophisation des zones marines côtières. Cette étude vise à reconstituer une image biogéochimique de la Beauce, à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, entre grandes exploitations progressistes (200 ha) et petits héritages parcellaires traditionnels (moins de 10 ha). Les performances agronomiques et environnementales de ces systèmes sont évaluées en reconstruisant les bilans d'azote des sols à partir des statistiques agricoles historiques et des éléments sur la vie rurale et les pratiques agricoles contenus dans le célèbre roman naturaliste d'Emile Zola, *La Terre*. La céréaliculture avait alors déjà pris un essor formidable avec l'abandon de la jachère au profit d'une sole de légumineuses fourragères fixatrices d'azote valorisées par le bétail qui assurait via ses déjections le transfert de cet azote vers les terres labourables. Nous montrons que dans ces systèmes de polyculture-élevage les flux d'azote étaient équilibrés et les pertes environnementales minimales, garantissant une bonne qualité des eaux infiltrées. Dans les grands domaines, la diminution des surfaces en prairies (qui ne représentaient plus que 10 % de la surface agricole utile) et la mécanisation ont permis d'accroître considérablement la capacité commerciale d'exportation céréalière du territoire, avec 1460 kgN/km<sup>2</sup>/an soit 98 % de la production céréalière, et ainsi de soutenir la population urbaine grandissante de la révolution industrielle.

**Mots clés :** Azote, Paris, agrosystème, polyculture-élevage, qualité de l'eau, alimentation, XIX<sup>ème</sup> siècle, Zola

## Abstract

The Seine watershed has long been the foodshed of Paris city. Nowadays, diffuse pollutions from agricultural land due to the use of pesticides, synthetic fertilizers, and the concentration of animal husbandry, endanger drinking water resources and lead to coastal eutrophication problems. In this study, we attempt to reconstruct a biogeochemical history of the 'Beauce' region, at the end of the nineteenth century, between large progressive agricultural domains (200 ha) and small familial farms (less than 10 ha). The agronomic and environmental performances of those systems are assessed using the soil surface balance method based on the analysis of data from historical production statistics and several aspects of rural life and agricultural practices detailed in the famous 'naturalist' novel, *La Terre*, by Emile Zola. Wheat farming had already increased with the replacement of the traditional fallowing practice by leguminous nitrogen-fixing hay recycled by the livestock which transferred this nitrogen to arable land via grazing and manure application. The results show that nitrogen fluxes were approximatively in balance in those mixed-farming systems, thus minimizing nitrogen environmental losses and ensuring good water quality. In the large landing estates, the reduction in the area under natural grasslands, to around 10 % of the agricultural land use, together with mechanization, allowed to increase the commercial potentiality of cereal export, reaching 1460 kgN/km<sup>2</sup>/yr, i.e. 98 % of the production. This allowed to sustain the food demand of the growing urban population of the Industrial Revolution.

**Key words :** Nitrogen, Paris, agro-system, mixed farming, water quality, food, XIX<sup>th</sup> c., Zola

## 1. Introduction

A l'heure où l'agriculture industrielle, devenue le premier secteur aval de l'industrie chimique lourde, domine la production agricole mondiale, émergent de nombreux problèmes socioéconomiques et environnementaux. On assiste notamment à une contamination généralisée des eaux de surface et souterraines par les pollutions diffuses d'origine agricole (pesticides, et engrais de synthèse).

Depuis la fin des années 50, la fertilité des sols des régions de grande culture du Nord de la France, dont la Beauce est emblématique, est assurée par les engrais azotés de synthèse issus du procédé Haber-Bosch mis au point à la veille de la première guerre mondiale pour la fabrication d'explosifs. L'utilisation d'engrais de synthèse, la sélection variétale et l'usage des pesticides pour lutter contre la pression parasitaire et les adventices ont permis la simplification des assolements, et l'explosion des rendements céréaliers. La récolte devenue excessive par rapport aux besoins régionaux est exportée sur le marché mondial; c'est le débouché de 80 % de la production végétale du bassin de la Seine. En échos, la disparition des surfaces en prairies et légumineuses fourragères au profit des cultures céréalières plus rémunératrices et du maïs fourrage subventionné par la Politique Agricole Commune (PAC), a conduit à la perte de l'autonomie protéique de la France. L'élevage qui a progressivement disparu du centre du Bassin parisien, se concentre désormais en périphérie (Grand Ouest, Nord et Bourgogne) (Mignolet et al., 2007), dans des ateliers d'élevage surdimensionnés pour répondre à l'excessive appétence carnée de notre régime alimentaire. Ainsi, une grande part

des protéines nécessaires à l'alimentation du bétail sont importées, principalement d'Amérique Latine sous forme de tourteaux de soja.

Dans cette agriculture à cycle ouvert marquée par un déséquilibre global des flux agro-alimentaires, la mauvaise répartition des effluents d'élevage, et l'excès d'azote minéral épandu sur les sols agricoles entraînent des fuites importantes d'azote réactif dans l'environnement (Sutton et al., 2011). Sur les terres arables, la majeure partie de ces pertes azotées se fait par lixiviation vers les aquifères et le réseau hydrographique, provoquant leur contamination nitrique (avec des concentrations souvent supérieures aux normes de potabilité et aux normes environnementales), et des problèmes d'eutrophisation dans les zones marines côtières réceptrices, avec notamment à la prolifération d'algues indésirables (Lancelot et al., 2011; Passy et al., 2013).

L'impérieuse nécessité de maîtriser cette cascade de l'azote pour recouvrer la capacité à produire une eau potable de qualité et préserver les écosystèmes aquatiques, en appelle à des mutations profondes du système agricole actuel (Billen et al., 2013). La construction de schémas alternatifs nécessite un changement de regard, d'une focale sur la logique productiviste, vers un grand angle qui saura juger de l'équilibre entre qualité des produits, impact environnemental, et productivité. Néanmoins, adopter un nouveau regard, ne signifie pas nécessairement faire table rase du passé. Au contraire, on conçoit aisément que l'on puisse tirer avantage des expérimentations historiques, afin de tendre éventuellement vers un renouveau.

C'est pourquoi, l'on propose dans cette étude de reconstituer et d'analyser les flux d'azote dans les agrosystèmes pré-industriels de la seconde moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle qui suffisaient à nourrir la population urbaine du bassin de la Seine, au travers d'une relecture attentive du roman d'Emile Zola, *La Terre*.

L'art narratif de Zola est étayé par des informations d'une grande précision recueillies par l'auteur lui-même au cours de levers géographiques et de ce qu'on pourrait qualifier anachroniquement de reportages ethnographiques. L'agencement de la narration, avec des insertions issues de ses carnets d'enquêtes de terrain et des recherches documentaires (ouvrages d'agronomie, d'économie, faits divers, etc.) suscite une intense sensation de conformité au réel. Le luxe de détails consignés par Zola dans ses carnets d'enquête (Zola et al., 1986) et d'où surgit la puissance dramatique de l'œuvre ne peut que nous remémorer la phrase de son célèbre contemporain Gustave Flaubert lorsqu'il affirmait que « la littérature prendra de plus en plus les allures de la science ». Et ainsi ce roman, né d'une combinaison entre collecte de faits et création romanesque s'apparente à une monographie de la vie rurale. A tel point, que l'écrivain sera consacré « historien des paysans beaucerons » (Marcilhacy, 1957).

Par l'analyse couplée du foisonnement d'éléments contenus dans l'œuvre de fiction sur les pratiques agricoles et des statistiques agricoles d'Eure-et-Loir pour les campagnes de 1875 à 1897 (*Annuaire statistique de la France*) on s'efforcera de construire une image biogéochimique de la Beauce, entre grandes exploitations modernes (à l'image du domaine de

*la Borderie*), et petits héritages parcellaires traditionnels (ferme de la famille Buteau). Il s'agira de dresser le bilan d'azote des sols (de Vries et al., 2011 ; Oenema et al., 2003) sur terres arables et prairies des deux types d'exploitations considérés afin d'évaluer les performances agronomiques et environnementales de ces systèmes.

## 2. Cadre spatio-temporel du récit

L'œuvre se situe dans le grand territoire agricole de la Beauce, connu comme le traditionnel « grenier » à blé de la France, et plus particulièrement en Eure-et-Loir, dans une commune des bords de l'Aigre, non loin de Cloyes, et fictivement nommée Rognes. Lorsque Zola choisit le site de Romilly-sur-Aigre pour inscrire son récit, il le fait pour englober tous les aspects de la paysannerie, toujours dans un souci minutieux de réalisme. Il écrit à Henri Céard dans une lettre datée du 6 mai 1886 : « *J'y aurai tout ce que je désire, de la grande culture et de la petite, un point central bien français, un horizon typique, très caractéristique, une population gaie, sans patois.* »

Et ainsi en effet Zola décrit la vie sociale des paysans beaucerons, dans les années de récession qui succèdent à celles de très grande prospérité de l'agriculture française sous le Second Empire. La céréaliculture avait alors pris un essor formidable avec la révolution agricole qui a vu l'abandon de la jachère au profit d'une culture fourragère fixatrice d'azote, offrant un cadre propice à la révolution industrielle et sociale qui se déroulait en parallèle. A la fin du mois d'août, lorsque les blés sont mûrs, la Beauce est une mer blonde, partout où le regard porte la même monotonie, « *rien que du blé, sans qu'on aperçût ni une maison ni un arbre, l'infini du blé !* »<sup>1</sup> « *partout du blé, la mer de blé envahissante, débordante, couvrant la terre de son immensité verte* »<sup>2</sup>.

Mais l'amélioration des moyens de transport, et avec cela le développement du libre-échange, pèsent désormais sur le prix du blé. Le territoire beauceron se retrouve en concurrence avec le système agraire minier du Middle West américain, qui profite d'étendues gigantesques de sols vierges, parmi les plus fertiles du monde. Les paysans du roman sont inquiets en parlant du blé de « là-bas », où les terres sont si fertiles « *qu'il fallait les épuiser par une moisson préparatoire, ce qui ne les empêchait pas de donner deux récoltes* ». Et dans leurs voix tremblantes ils supplient qu'on les sauve « *de cette abondance, de ce pain à bon marché qui menaçait le pays* »<sup>3</sup>. Tandis que le monde paysan frémit, l'industrie, elle, profite du bas prix du pain pour payer ses ouvriers moins chers, ces mêmes ouvriers qui pour la plupart ont été poussés à l'exode rural lors de la suppression des communaux parce qu'alors trop modestes pour accéder à la propriété. Et ainsi c'est tout le corps social qui craque de cet antagonisme. Zola souligne à plusieurs reprises cet affrontement, notamment dans les discussions de comptoirs entre les paysans, et le député du canton M. de Chédeville.

---

<sup>1</sup> Emile Zola, *La Terre*. Collection Classiques dirigée par Michel Zink et Michel Jarrety. Edition de Roger Ripoll, 2006, p.229

<sup>2</sup> *Ibid.*, p.197

<sup>3</sup> *Ibid.*, p. 437-438

« - *Ca ne peut pas finir ... Si le paysan vend bien son blé, l'ouvrier meurt de faim ; si l'ouvrier mange, c'est le paysan qui crève ... Alors, quoi ? Je ne sais pas, dévorons-nous les uns les autres !* »<sup>4</sup>.

Dans ce climat de crise, deux conceptions de la paysannerie française s'affrontent au travers de la petite et de la grande propriété. Le cœur du roman est là, dans la question sociale de la propriété, dans la description diachronique et synchronique de deux mondes qui coexistent sur un même territoire. Zola livre explicitement cette intention dans une lettre adressée à Van Kolff le 27 mai 1886 : « *Ce roman m'épouvante moi-même, car il sera certainement un des plus chargé de matière, dans sa simplicité. J'y veux faire tenir tous nos paysans, avec leur histoire, leurs mœurs, leur rôle ; j'y veux poser la question sociale de la propriété, j'y veux montrer où nous allons, dans cette crise de l'agriculture, si grave en ce moment.* ».

La révolution agricole qui débute à la fin du XVIIIème siècle et se poursuit tout au long du XIXème siècle, amène le triomphe de l'individualisme agraire. La Révolution de 1789 vient consacrer les droits individuels, et en 1793 ce qu'il restait des grands domaines seigneuriaux est déclaré bien national et vendu par lots aux enchères. Et ainsi, en 1860, la Beauce est une campagne très morcelée, où la petite propriété, l'héritage en dessous de vingt hectares, représente 80 %, tandis que les biens communaux ont disparus. A l'échelle de la France en 1892, Mayaud (1999) rapporte que 85 % des 5.5 millions d'exploitations avaient moins de dix hectares, et 35 % moins de un hectare. Cependant, quelques grands domaines perdurent, rachetés par de riches bourgeois extraits depuis trois siècles de la souche paysanne et faisant le choix de retourner à la culture, « *à la grande culture, à l'aristocratie du sol, qui remplaçait l'ancienne toute puissance féodale* »<sup>5</sup>. C'est le cas de la ferme de *la Borderie* qui subsiste de l'ancien domaine seigneurial des Rognes-Bouqueval, dont 190 ha furent acquis lopins par lopins par Isidore Hourdequin, un ancien employé des gabelles de Châteaudun, et père d'Alexandre Hourdequin, le maître de *la Borderie* dont on suit au fil des pages les essais agronomiques.

La petite paysannerie est incarnée par la famille des Fouan, avec La Grande, Mouche et ses trois enfants Hyacinthe, Fanny et Buteau, ainsi que Michel et ses deux filles Françoise et Lise. Dès le début de l'intrigue il est question d'un partage de la terre, puis du mariage entre les deux cousins Lise et Buteau, soucieux de conserver l'héritage familial si péniblement acquis par 400 ans de lutte acharnée depuis que les Fouan, anciens serfs des Rognes-Bouqueval, avaient été affranchis sous Philippe le Bel.

La cohabitation de ces deux types de paysanneries est questionnée à de nombreuses reprises dans l'ouvrage, comme en témoigne cette réplique du fermier Hourdequin :

« [...] *La lutte s'établit et s'aggrave entre la grande propriété et la petite... Les uns, comme moi, sont pour la grande, parce qu'elle paraît aller dans le sens du progrès, avec l'emploi de plus en plus larges machines, avec le roulement des gros capitaux... Les autres, au contraire, ne croient qu'à l'effort individuel et préconisent la petite, rêvent de je ne sais*

---

<sup>4</sup> *Ibid.*, p.151

<sup>5</sup> *Ibid.*, P.101

*quelle culture en raccourci, chacun produisant son fumier lui-même et soignant son quart d'arpent, triant ses semences une à une, leur donnant la terre qu'elles demandent, élevant ensuite chaque plante à part sous cloche... Laquelle des deux l'emportera ? »<sup>6</sup>*

Il existe certes des considérations sociales évidentes qui opposent ces deux systèmes, mais on peut aussi s'interroger sur le degré réel de contraste entre ces exploitations eu égard aux pratiques agricoles (assolements, rotations, fertilisation, mécanisation). C'est pourquoi nous proposons dans la partie suivante de caractériser les deux agrosystèmes en reconstituant leurs flux d'azote, et d'analyser leurs performances au travers de la relation fertilisation totale-rendement-surplus. Ont-elles le même niveau de productivité, le même potentiel d'export pour supporter l'accroissement démographique des villes, la même capacité à fournir une eau de bonne qualité ?

### **3. Caractérisation des pratiques agricoles et bilans azotés des sols**

L'œuvre évoque le déroulement des activités quotidiennes d'un village beauceron au rythme des travaux saisonniers. Qu'il s'agisse de la grande ou de la petite propriété, le calendrier des pratiques culturales est le même. Le plan du roman suit le cycle d'une année agricole, en débutant par les semailles d'automne, puis la fenaison (fauchage et fanage) dans la seconde partie, la moisson dans la troisième, les vendanges dans la quatrième et enfin les semailles de printemps et labours d'hiver dans la dernière (Fig. 5-1).

#### **3.1 Gestion du cheptel**

La gestion du cheptel est centrale pour assurer la fertilité des sols. Les animaux sont gardés l'hiver à l'étable, les moutons sont conduits dans les luzernières ou trèfles à partir du mois de mai, tandis que les vaches ne sont conduites dans les prés naturels qu'après la fenaison, et enfin, en août après la moisson, les moutons sont parqués dans les chaumes « *jusqu'aux derniers soleils brûlants de septembre* »<sup>7</sup>. Avec la disparition des communaux, le temps de pâture des bovins dans les prairies naturelles est très réduit, trois mois et demi en moyenne. Seuls quelques hectares en prairie demeurent en fond de vallée, sur les mauvaises terres pour les cultures, principalement situées en bordure de cours d'eau. Zola décrit l'Aigre comme « *une rivière lente et limpide, dont les courbes se déroulent parmi les prairies, au milieu des bosquets de saules et de peupliers* ». <sup>8</sup>

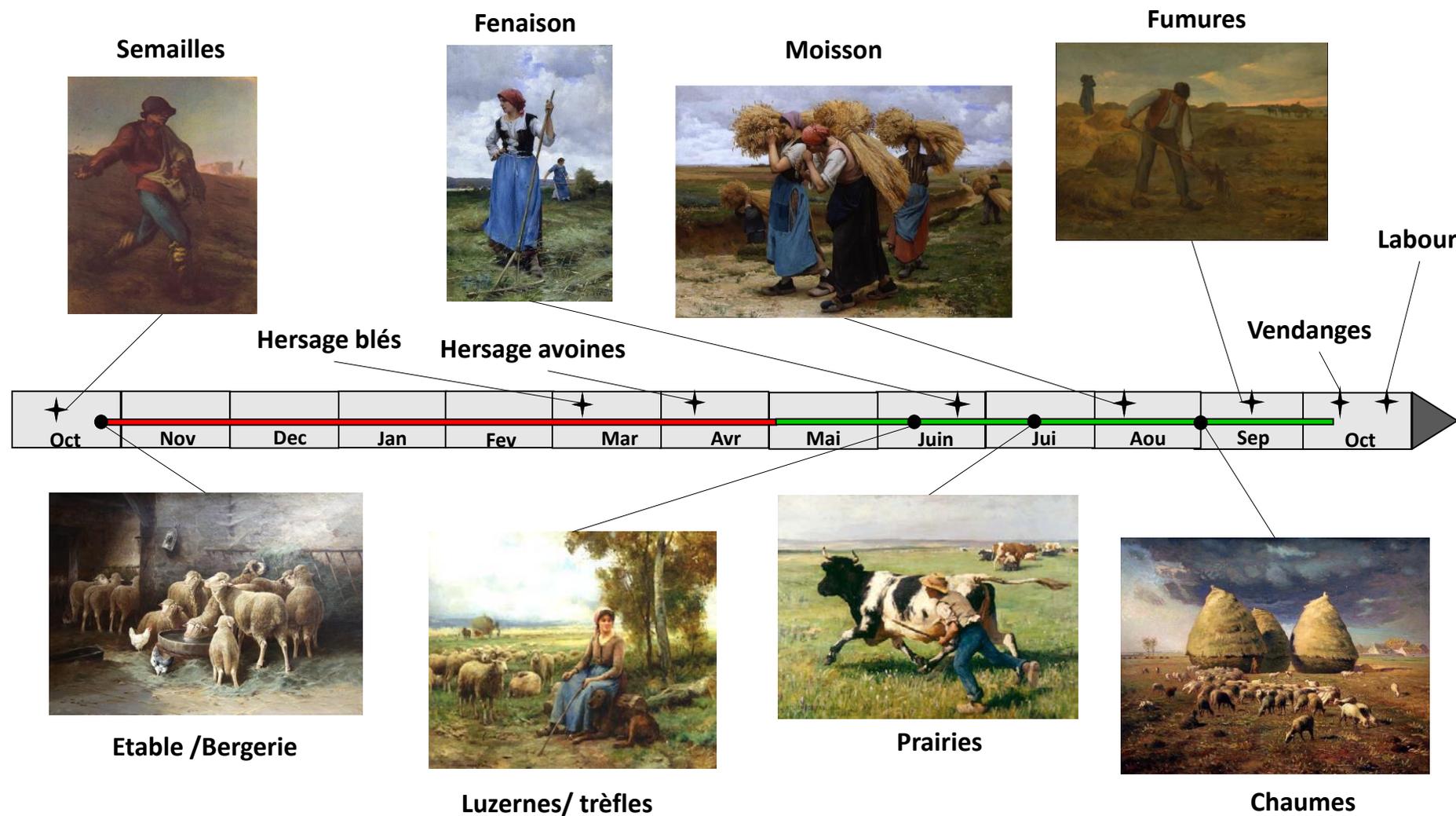
On soulignera ici la gestion précautionneuse du paysage aquatique, avec la présence de ce qu'on pourrait appeler anachroniquement des zones tampons !

---

<sup>6</sup> *Ibid.*, p.155

<sup>7</sup> *Ibid.*, p.273

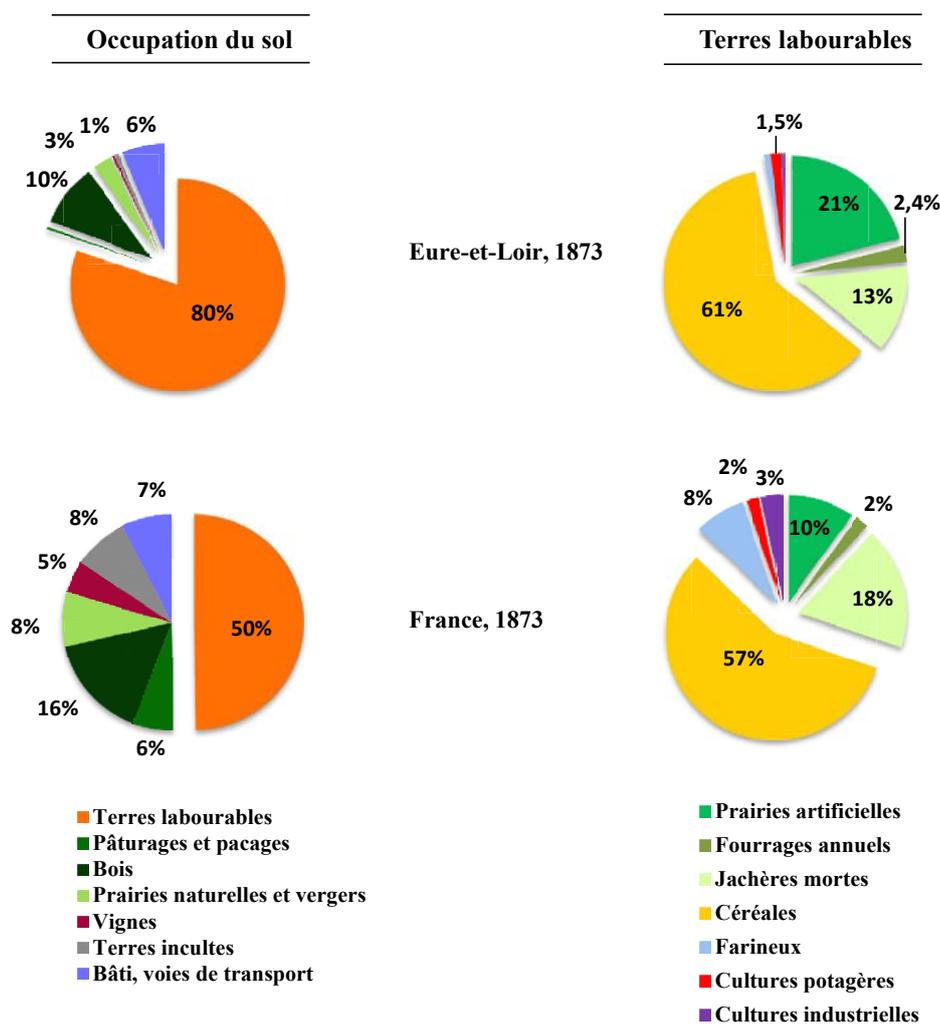
<sup>8</sup> *Ibid.*, p.63



**Figure 5-1 :** Calendrier de la vie agricole (gestion du cheptel et travail de la terre) au XIX<sup>ème</sup> siècle d'un village beauceron d'après le roman de Zola, *La Terre*.

### 3.2 Performances productives : autonomie et capacité d'export

La Beauce est toute dédiée aux céréales et plantes fourragères. Le paysage du roman, fruit de la révolution agricole et de la consécration de l'assolement triennal, est celui de « *pièces à l'infini, étalées dans tous les sens* » dont on distingue les nuances dans « *le vert jaune du blé, le vert de l'avoine, le vert gris du seigle, [...], parmi les plaques rouges des trèfles incarnats* »<sup>9</sup>. L'examen des statistiques agricoles de 1873 en témoigne directement au travers de l'occupation des sols, avec en Eure-et-Loir plus de 80 % de l'espace occupé par les terres labourables, dont plus de deux tiers de céréales et 20 % en prairies artificielles (Fig. 5-2).

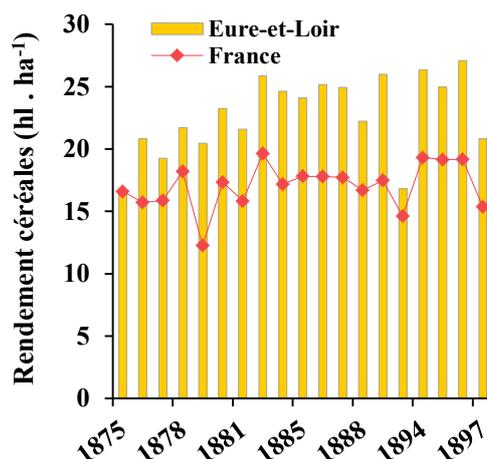


**Figure 5-2 :** Diagramme d'occupation du sol et assolement des terres labourables en 1873 en France métropolitaine et pour le département d'Eure-et-Loir, d'après les données compilées de l'Annuaire des statistiques de la France.

<sup>9</sup> *Ibid.*, p.196

Pareillement, dans les deux exploitations considérées on pratique l'assolement triennal. L'abandon des jachères au profit de prairies artificielles comprenant des cultures fourragères fixatrices d'azote, trèfle ou luzerne essentiellement, qui apportent une quantité substantielle d'azote au sol, a permis un accroissement de la productivité avec des rendements céréaliers pouvant atteindre les 20 qx/ha, avec une moyenne de 15 qx/ha pour le blé et de 12,5 qx/ha pour l'avoine, traduisant une adaptation des campagnes à la demande urbaine. Il est notable que la fertilité des sols beaucerons confère des capacités de rendement supérieures à la moyenne française (Fig. 5-3). Cependant, Hourdequin souligne les limites agronomiques d'un tel système qui recourt à des rotations courtes « *il était illogique de demander deux céréales de suite, l'avoine et le blé* »<sup>10</sup>. Pour autant, il ne mettra en pratique aucun allongement de la rotation.

Pour comparaison on soulignera qu'aujourd'hui dans la même région les exploitations conduites en agriculture biologique (donc sans engrais de synthèse et pesticides) atteignent des rendements céréaliers de 40 à 60 qx/ha (Anglade et al., 2014). Les céréales sont cultivées dans des rotations longues (7 à 12 ans), en alternance avec des légumineuses fourragères pluriannuelles en tête de rotation et des légumineuses graines (lentilles, pois, féveroles).



**Figure 5-3 :** Rendements céréaliers moyens en France et en Eure-et-Loir à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle. Données compilées d'après l'Annuaire des statistiques de la France.

Hourdequin s'inquiète également de la disparition de l'élevage allant de pair avec le morcellement à outrance des parcelles, héritées de la révolution « *la Beauce ne vivait plus que de ses moutons [...], le Perche s'enrichissait avec l'élevage* »<sup>11</sup>. De fait, les surfaces importantes du domaine de la Borderie lui permettent d'entretenir un cheptel relativement important avec un troupeau de 800 moutons, 15 chevaux, 30 vaches, 600 volailles (poules, canards, pigeons) et quelques porcs. Cependant, en comptabilisant le cheptel en Unité Gros Bétail, ramené à la surface de l'exploitation (en modifiant le rapport UGB/tête actuel pour tenir compte du fait que la taille moyenne des animaux d'élevage a fortement augmentée au cours du XX<sup>ème</sup> siècle), la densité de bétail est effectivement faible avec environ 0,37 UGB/

<sup>10</sup> *Ibid.*, p.154

<sup>11</sup> *Ibid.*, p.151

SAU (Surface Agricole Utile). C'est à peu près le même ratio que l'on obtient sur la petite propriété des Buteau (Tableau 5-1).

**Table 5-1 :** *Caractéristiques fonctionnelles et performances productives et environnementales du domaine de la Borderie et de la ferme de Buteau (Beauce) à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.*

Agro-systèmes de la fin du XIX <sup>ème</sup> s.	Domaine de la Borderie	Ferme de Buteau
<i>Caractéristiques de l'exploitation</i>		
Surface agricole totale (SAT), ha	200	7.25
Surface agricole utile (SAU), ha	190	6
Terres labourables, ha	170	4
Surface pâturage, ha	20	2
Autres surfaces : forêts, vignes, ha	10	1.25
Cheptel, UGB	71	2.0
Chargement animal, UGB/ha de SAU	0.37	0.33
Population de l'exploitation, nb d'habitants équiv.	15.5	4.2
<i>Performances productives</i>		
Rendement du blé, 100 kg/ha/an	1.5	1.5
Production céréalière, kgN/km <sup>2</sup> /an	1480	961
Potentiel d'export (céréales), kgN/km <sup>2</sup> /an	1460	809
Productions animales, kgN/km <sup>2</sup> /an	354	272
Potentiel d'export (viande + lait), kgN/m <sup>2</sup> /an	325	61
Capacité portante (céréales), habitant/km <sup>2</sup>	563	424
Capacité portante (viande+lait), habitant/km <sup>2</sup>	97	75
Densité de population rurale, habitant/km <sup>2</sup>	7.8	58
<i>Performances environnementales</i>		
Fertilisation terres arables, kgN/ha	68	66
% Fertilisation animale	31	32
% Fertilisation chimique ou autre	3	-
% Fixation symbiotique	66	68
Surplus SAU, kgN/ha/an	15	20
Surplus prairies permanentes, kgN/ha/an	0.16	30
Surplus terres arables, kgN/ha/an	17	15
Concentration nitrique (mgN/l)	6.5	5.7

On notera cependant une première différence entre les deux fermes, eu égard aux surfaces à partir desquels le bétail se nourrit. En effet, les surfaces en pâturages (prairies naturelles) ne représentent que 10 % de la surface totale de l'exploitation de la Borderie, avec 85 % de surfaces cultivables tandis que les prés occupent encore près du tiers de l'exploitation des Buteau, avec seulement 55 % de la surface totale de l'exploitation en terres cultivables. C'est principalement cette différence d'assolement, qui couplée à un usage de plus en plus important d'outils mécanisés (semoir mécanique, faneuse mécanique, moissonneuse mécanique, machine à battre...) est à l'origine de la capacité d'export deux fois plus importante de *la Borderie* par rapport aux petites exploitations familiales (Tableau 5-1). Une moissonneuse mécanique peut se substituer à une équipe de douze moissonneurs ! Et la batteuse à manège remplace le battage lent, au jour le jour, suivant les nécessités.

Le progrès mécanique qui se met en place sonne la fin de l'antagonisme séculaire entre la grande et la petite propriété acquise par la révolution. L'avènement de la grande propriété marque un tournant décisif dans les logiques de production. Les grands domaines permettent une économie tournée vers l'export, au détriment de la densité de population rurale (seulement 8 hab/km<sup>2</sup> contre 58 hab/km<sup>2</sup> en considérant un maillage de petites exploitations similaire à celle des Buteau). Après satisfaction des besoins alimentaires des habitants et travailleurs de l'exploitation, soit 2,6 kgN/pers/an en pain et céréales et 3,6 kgN/pers/an en viandes et produits laitiers (Billen et al., 2012) , il reste un potentiel d'export important de 1460 kgN/km<sup>2</sup>/an en céréales et 325 kgN/km<sup>2</sup>/an en viande et produits laitiers (Tableau 5-1). Ces chiffres comportent de nouveau les signes d'une spécialisation territoriale déjà marquée, avec 82 % de l'azote exporté contenu dans les céréales. L'excédent de production est acheminé vers les pôles urbains et en particulier Paris, afin de rencontrer les besoins alimentaires d'une ville en pleine croissance démographique.

La course à la productivité des plus grands domaines semble être principalement motivée par les lois du marché, et le développement du libre-échange, notamment avec les Etats-Unis qui profitent de la fertilité des terres vierges du Middle-West. Or, ce sont ces mêmes grands domaines qui dominent les centaines de petits propriétaires que compte chaque commune, et qui vont imposer la voie des nouvelles pratiques agricoles. Les grands fermiers de la Beauce, sont désignés comme « chefs de pays », et en exercent le rôle, à l'image du fermier Hourdequin, maire de la commune de Rognes. Son engagement dans la doctrine productiviste est fortement relayé par sa foi dans le progrès scientifique, par opposition à son incrédulité en matière de religion, réservée à la routine paysanne.

Le bouleversement des logiques de production, de la subsidence locale aux échanges internationaux, entraîne Hourdequin à engager, irréversiblement, tout son capital dans une série de nouvelles expériences que ce soit pour le choix des semences (p. ex : variété écossaise de poulard pour son blé), ou encore dans les techniques de fertilisation (emploi de phosphates, récupération des déchets organiques...). Il s'agit d'augmenter la production de crainte que « *la Beauce s'épuise, oui !, la fertile Beauce, la nourrice, la mère !* »<sup>12</sup> . Si ces nouvelles techniques sont annonciatrices d'une agriculture moderne basée sur l'emploi de

---

<sup>12</sup> Ibid., p.151

fertilisants minéraux pour pallier aux exports de nutriments des parcelles, elles ne montrent pas encore d'effets significatifs sur les rendements obtenus à l'hectare. Il est question à de nombreuses reprises en effet du caractère ruineux de ces nouvelles pratiques pour un résultat qui ne se fait pas voir sur les dix ans d'action du roman (de 1860 à 1870) ; « [...] tous ses voisins se moquaient à le voir essayer des engrais chimiques, dont la mauvaise qualité du reste, donnait souvent raison aux rieurs. »<sup>13</sup>

### 3.3 Performances environnementales : bilans d'azote des sols

Les deux agrosystèmes caractérisés dans cette étude sont encore très proches du point de vue de leur fonctionnement agronomique. Les apports d'azote au sol sont largement dominés par la fertilisation symbiotique et son recyclage par le bétail (Fig. 5-4 et 5-5).

Pour le calcul de la fixation d'azote par les légumineuses fourragères, nous nous référons à Anglade et al. (soumis) qui en ont établi une formule empirique d'estimation à partir de la production azotée des parties aériennes et souterraines.

Le solde du bilan des apports d'azote au sol (engrais, fixation symbiotique, excréations animales) et des exportations par la récolte et le pâturage, intégré sur la durée d'une rotation (3 ans), montre une grande efficacité de l'utilisation de l'azote, qui atteint 75 % dans les deux exploitations.

Les surplus non valorisés par la production, qui constituent un potentiel de contamination nitrique de l'environnement, sont très limités, notamment en comparaison des surplus générés par les rotations céréalières actuelles du Bassin parisien basées sur l'usage massif des engrais de synthèse (Anglade et al., 2014; Billen et al., 2013). Avec sur terres arables, un surplus moyen de 15 kgN/ha/an, et en considérant une lame d'eau infiltrée de 180 mm/an, on peut déterminer une concentration sous-racinaire théorique des eaux sous-racinaires d'environ 6 mgN/l, soit une concentration très en-deçà de la norme de potabilité, fixée aujourd'hui à 11 mgN/l.

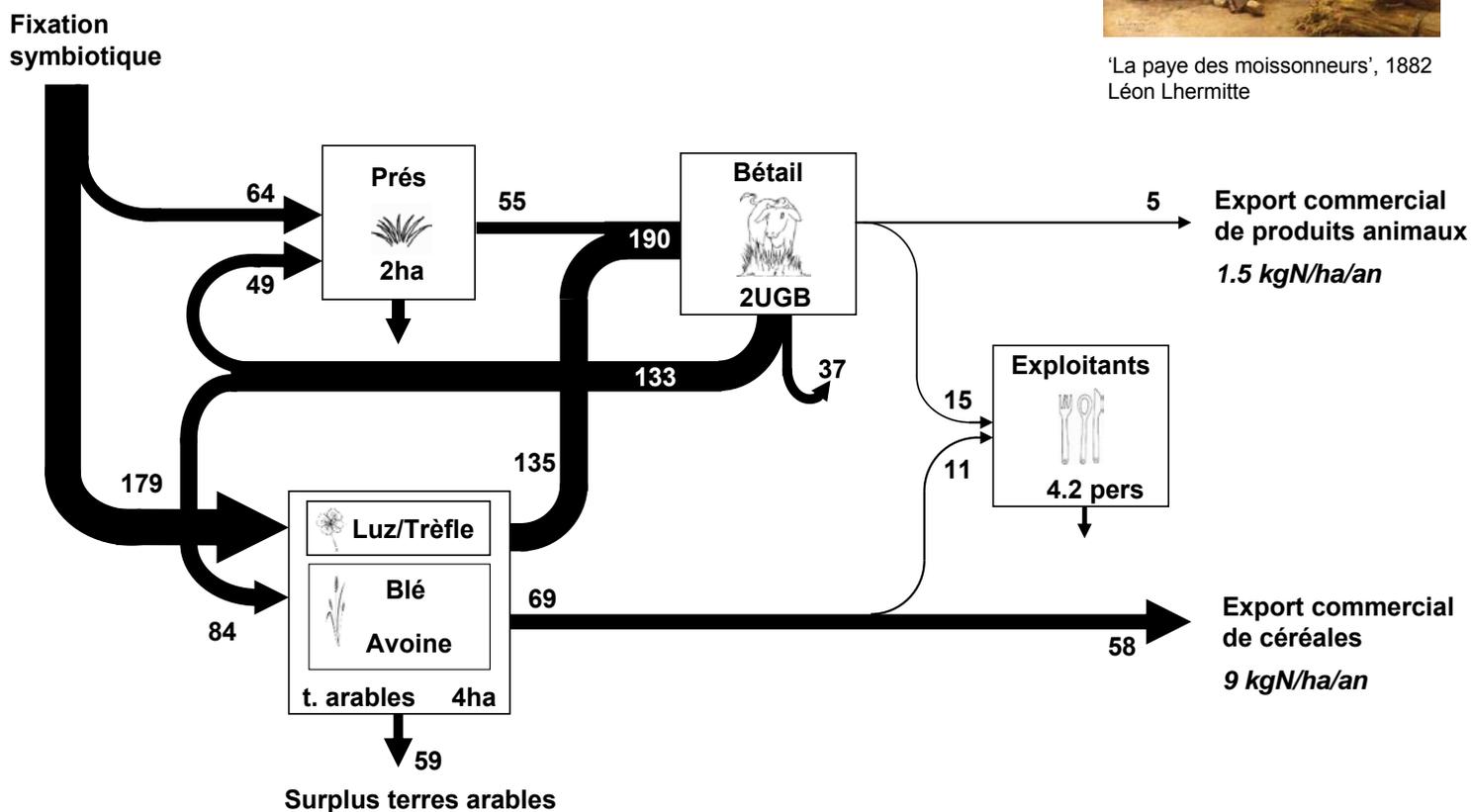
Au final, ce n'est donc pas par leur fonctionnement agronomique que les deux exploitations se distinguent, elles possèdent des niveaux comparables de fertilisation et de rendement, mais dans leur vision, leur positionnement économique, leur relation au monde urbain. La Borderie est un système complexe qui porte les traces des mutations techniques (sole de légumineuse) et sociétales (règne de l' « individualisme » incarné par le morcellement) issues (ou à l'origine) de la révolution agricole du XIX<sup>ème</sup> siècle. Mais son point d'horizon c'est la concurrence mondiale, et pour cela il sera nécessaire d'accroître considérablement la production par l'agrandissement des exploitations, la mécanisation, et l'usage d'engrais chimiques. Cette nouvelle révolution agricole, qui n'est encore dans le roman qu'en projet, mènera à l'agriculture industrielle fonctionnant avec des cycles ouverts et qui impose à ce jour sa logique productiviste inégalitaire et ses désastres environnementaux aux échelles régionale et mondiale.

---

<sup>13</sup> Ibid., p.154

Figure 5-4 : Flux d'azote sur les sols de l'exploitation de la famille Buteau.

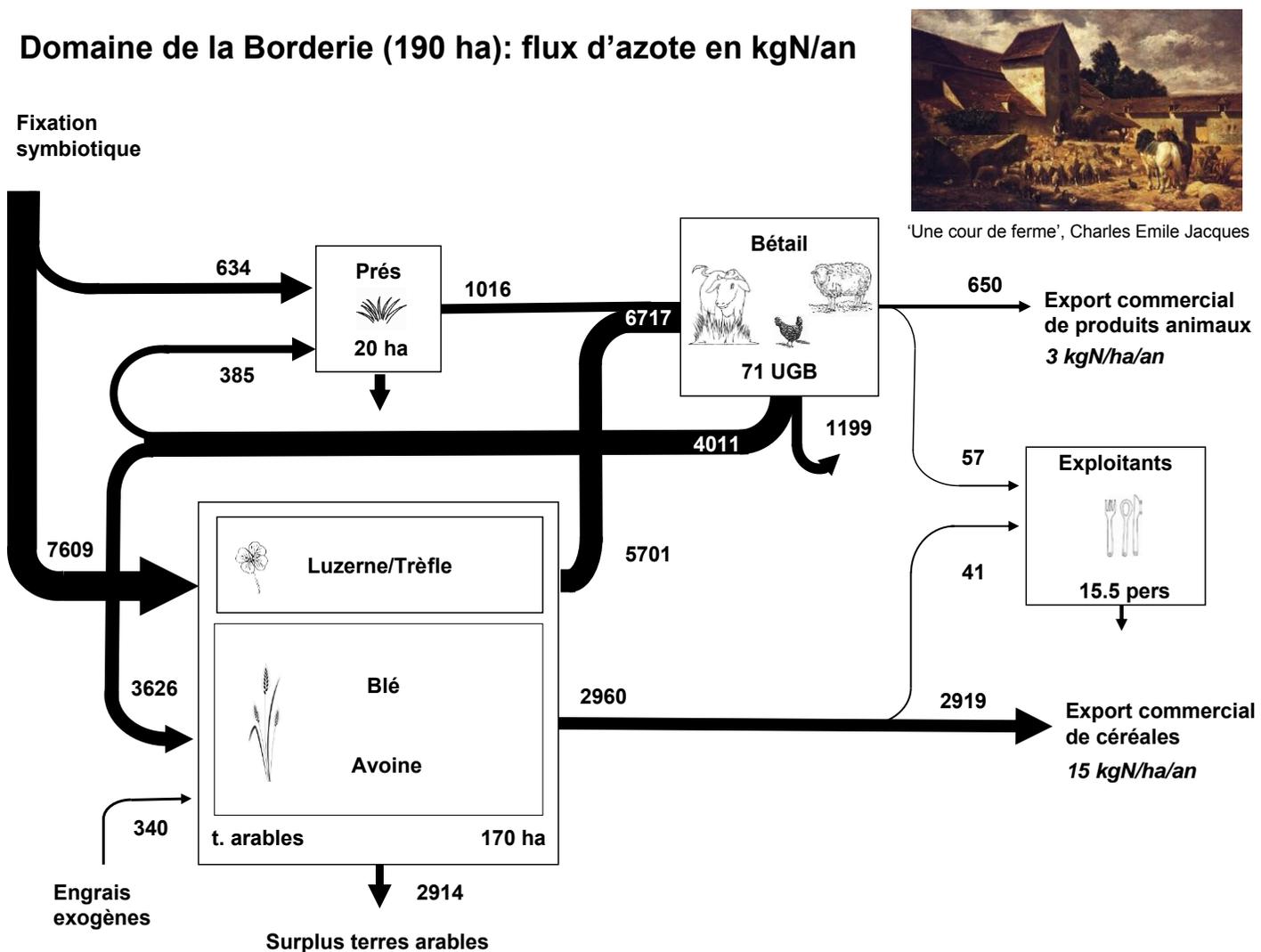
**Ferme des Buteau (6 ha): flux d'azote en kgN/an**



'La paye des moissonneurs', 1882  
Léon Lhermitte

La fixation symbiotique est évaluée empiriquement (Anglade et al., soumis.). La quantité de fumier récoltée est estimée à partir du calendrier de gestion du cheptel (volatilisation en bâtiment de 30 % pour les bovins à 50 % pour les volailles (Peyraud et al., 2012). On considère une teneur en azote moyenne de 1,9 %.

Figure 5-5 : Flux d'azote sur les sols du domaine de la Borderie.



Les hypothèses de calcul sont les mêmes que dans la ferme des Buteau. Les engrais sont principalement organiques « herbes, feuilles, marc de raisin, tourteaux de navette et colza, os concassés, chair cuite et broyée, sang desséché, déchets de laine .... », et quelques essais chimiques.

## 4. Conclusion

En exploitant la vision synthétique propre à l'œuvre d'art, nous avons pu mettre en lumière des éléments du passé annonciateurs des changements qui ont amené au monde moderne. L'agriculture de la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle racontée avec force détails par Zola, et peinte avec réalisme par Millet et Dupré, fonctionnait en cycle fermé au travers d'une étroite complémentarité entre cultures et élevage qui assurait la fertilité des sols cultivés. Grâce à la fixation d'azote atmosphérique par les prairies et les cultures de légumineuses fourragères (trèfle violet et luzerne), et au bétail assurant via ses déjections le transfert de cet azote vers les terres labourables, la capacité d'export en céréales du Bassin parisien était suffisante pour nourrir la population urbaine grandissante de la révolution industrielle, et ce sans altération de la ressource en eau, de sorte que l'on pouvait aller « *chercher une bouteille d'eau à la rivière* »<sup>14</sup>. Et ainsi, Zola observait le ruisseau de l'Aigre, qui, sillonnant la Beauce céréalière, était « *vif et clair au milieu des herbages* »<sup>15</sup>.

Ce regard rétrospectif, nous conduit à penser qu'un élément clé pour une meilleure gestion de la cascade de l'azote résiderait dans la relocalisation des activités d'élevage dans les territoires de grande culture du Nord de la France (Garnier et al., 2014 ; Bonaudo et al., 2014 ; Billen et al., 2013). Il s'agirait de rééquilibrer les flux d'azote pour recouvrer une capacité à produire non seulement la nourriture mais aussi l'eau potable dont les villes ont besoin.

### Remerciements

Nous remercions le programme PIREN-Seine dans le cadre duquel cette étude a pu être menée.

### Références

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., soumis, New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe, *Ecosphere*
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2014, Agronomic and environmental performances of organic farming in the Seine watershed : turning back or moving forward ? In Cordovil C.M.d.S (Ed.) *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge : Building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*, 30 th Jun-3rd Jul 2014. Lisboa. Portugal.
- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., and Anglade, J., 2013, The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France, *Cahiers de l' Agriculture*, 22, 272–281.
- Billen, G., Barles, S., Chatzimpiros, P., and Garnier, J., 2012, Grain, meat and vegetables to feed Paris: where did and do they come from? Localising Paris food supply areas from the eighteenth to the twenty-first century, *Regional Environmental Change*, 12, 325–335.

---

<sup>14</sup> *Ibid.*, p.207

<sup>15</sup> *Ibid.*, p.21

- Bonaudo, T., Bendahan, A. B., Sabatier, R., Ryschawy, J., Bellon, S., Leger, F., Magda, D., Tichit, M., 2014, Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems., *European Journal of Agronomy*, 57, 43-51.
- Garnier, J., Passy, P., Anglade, J., Billen, G., Benoit, M., Schott C., Lassaletta L., Silvestre M., 2014, Reconnecting crop farming and cattle breeding for a reduction of nitrogen losses in an intensive agricultural watershed. In Cordovil C.M.d.S (Ed.) *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge : Building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*, 30 th Jun-3rd Jul 2014. Lisboa. Portugal. ISBN : 978-972-866956-0 pp 427-428.
- Lancelot C, Thieu V., Polard A., Garnier J., Billen G., Hecq W., Gypens N., 2011, Ecological and economic effectiveness of nutrient reduction policies on coastal Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: an integrated modeling approach. *Sciences of the Total Environment*, 409: 2179–2191. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.02.023.
- Marcilhacy, C., 1957, Emile Zola, « historien » des paysans beaucerons, *Annales, Économies Sociétés, Civilisations*, 12, 573–586.
- Mayaud, J.-L., 2014, La petite exploitation rurale triomphante. France, 19e siècle, Paris, éd. Belin, 278 p.
- Mignolet, C., Schott, C., and Benoît, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale, *Science of the Total Environment*, 375, 13–32.
- Ministère de l'Agriculture et du commerce, Statistique générale, 1878, Annuaire statistique de la France 1878-1899. <http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/cb343503965/date>
- Oenema, O., Kros, H., and de Vries, W., 2003, Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20, 3–16.
- Passy, P., Gypens, N., Billen, G., Garnier, J., Lancelot, C., Thieu, V., Rousseau V., and Callens, J., 2013, A Model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984, *Journal of Marine Systems*, 128: 106–122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.05.005>.
- Peyraud, J.L., Cellier, P., Donnars, C., and Réchaudère, O., 2012, *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expert. Sci. Collect. Synthèse Rapp. INRA Fr.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., and Grizzetti, B., 2011, *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*, (Cambridge University Press).
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., and Bouwman, A.F., 2011, Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches, *Environmental Pollution*, Barking Essex 1987 159, 3254–3268.
- Zola, E., Mitterrand, H., and Malaurie, J., 1986, *Carnets d'enquêtes. Une ethnographie inédite de la France*. (Plon).

# 6

## **Potentiels et limites d'une ceinture verte urbaine de maraîchage biologique**



**Ce chapitre est constitué d'un article soumis pour publication dans la revue  
*Renewable Agriculture and Food systems***

---

## **Organic market gardening around the Paris agglomeration: agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements**

Juliette Anglade<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>1,2</sup>, Josette Garnier<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Université Pierre & Marie Curie (UPMC), Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

<sup>2</sup> Centre National pour la Recherche Scientifique (CNRS), Tour 56, Box 105, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

### **Abstract**

Organic market gardening is often promoted by urban municipalities as a way to resource part of the food supply, creating new social links and protecting groundwater resources. The agronomical and environmental performance of six commercial organic market gardening farms supplying Paris in vegetables were evaluated and compared with other vegetable production systems. When expressed in terms of protein production, the yield of these systems appears rather low compared with the productive capacity of open-field organic cropping systems where vegetable production is inserted into rotation with other crops. Moreover, the requirement of producing infiltrated water meeting the drinking water standards seriously limits the allowable rate of fertilisation, thus limiting production. The data reported herein show that to supply the amount of vegetables required by the Paris agglomeration (12 million inhabitants) only by organic market gardening, 160 000–205 000 ha, i.e. 28–36% of the agricultural area of the surrounding Ile-de-France region, would be required. We conclude that organic market gardening is only one of several other farming systems which can contribute to a re-localised supply of vegetables to large cities.

**Key words :** market gardening; organic; vegetable; water; nitrogen; food; City

## 1. Introduction

Vegetables represent a quantitatively significant and qualitatively important component of the human diet. For several years now, many advertising campaigns have been conducted by the agricultural profession and public authorities to increase the consumption of vegetables, with the repeated refrain “5-a-day”, a large part of which is preferably consumed fresh. Due to the short shelf-life of some vegetables (around 2 days for most leafy vegetables, 1 week for tomatoes and eggplants), their production is required in the direct vicinity of the urban center.

Historically, market gardening within Paris itself, or in the closely surrounding areas, produced a significant proportion of the urban consumption of fresh vegetables. Stanhill (1976) described the functioning of these systems in the second half of the nineteenth century, a time when reuse of horse manure generated within the city by the most important means of transport offered a plentiful source of fertilisation. The advent of the automobile and urban sprawl has moved most of these small gardening enterprises far away from urban centres. Recently however, many cities have implemented action plans to favour the re-implantation of market gardening in the suburbs. Beyond the objective of re-localising part of the city’s food supply and creating new links between producers and urban consumers through the co-evolution of production and marketing processes, this policy is also often considered a way to protect the quality of suburban drinking water intakes. In this case, organic market gardening (OMG) is recommended in the action programmes. Indeed, conventional vegetable production uses a large amount of pesticides, whereas OMG is by essence labour-intensive and can draw full benefits from organic fertilisers. The small agricultural land required for OMG farms, around 3 ha, and the low investment encourage the installation of farmers on lands owned by cities with environmental agricultural leases.

Moreover, a number of aid schemes directed towards organic farming are offered at the regional scale, in addition of European grants for the conversion and maintenance of organic farming. Thus, in the Ile-de-France region around Paris, organic certification is subsidised up to 80%, and investment aids are proposed with a rate bonus for organic farmers, such as the vegetal plan for the environment (PVE) or the regional programme for market gardening initiatives in urban and rural areas (PRIMHEUR) (DRIAAF and GAB IDF, 2010). This explains why most new gardening farms are organic operations.

Little is known, however, about the environmental performance of OMG and no reference is available to evaluate its capacity to meet the vegetable requirements of a large city. The objective of this paper is to provide data to address these two questions. It is based on material collected through enquiries among organic vegetable producers present on Paris public markets or other forms of direct commercialisation platforms.

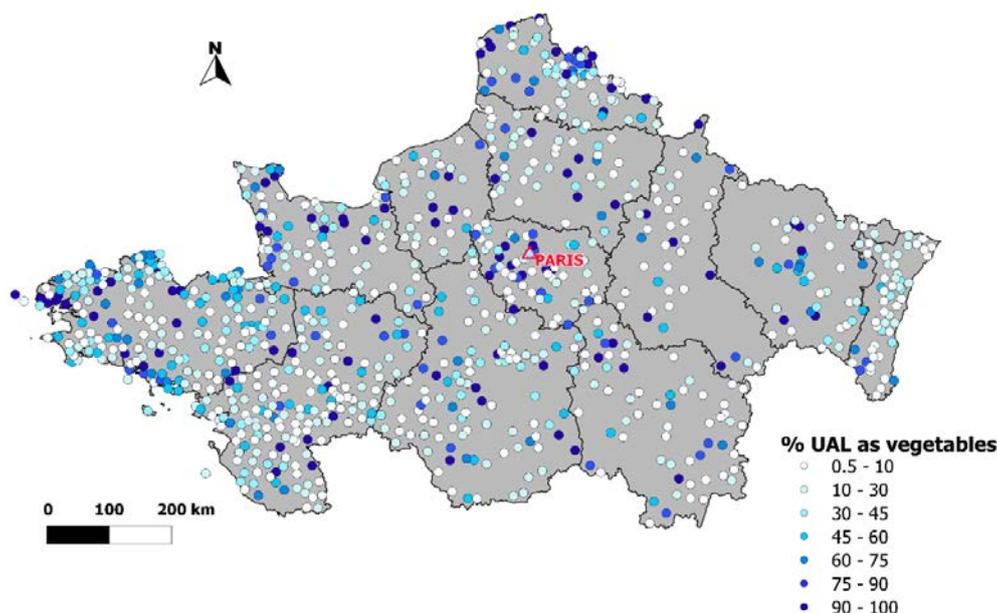
## 2. Material and methods

### 2.1 Context of organic vegetable production in the North of France

In the Ile-de-France region, in the direct vicinity of Paris, vegetable-growing areas occupied 3650 ha, less than 1% of the regional utilised agriculture land (UAL) in 2010, a 37% decrease since 2000 (Agreste, 2013). Organic vegetable production in this region concerns 5.8% of vegetable surfaces (214 ha) and 15.3% of farms (67). By comparison, for all types of productions, organic farming only accounts for 1.2% of the regional UAL (Agence Bio, 2011).

Organic vegetable production refers to two main types of practices: field-scale production, where vegetables are grown in multiannual rotation with other crops such as cereals and forage legumes, and market gardening, which produces a succession of several vegetables throughout the planting season.

The French agency for the development and promotion of organic farming (Agence Bio) kindly made available an anonymous census of 7334 organic farms located in the northern part of France, with their location, size and production orientation in 2010. Almost 25% of them grew fresh vegetables, on 8065 ha, but the proportion of the areas allocated to vegetables in each farm was highly variable (Fig. 6-1). Nearly 7000 ha, 85% of the organic areas dedicated to vegetables in the North of France, produce field-scale vegetables grown in alternation with field crops in large mechanised farms with a mean size of 50 ha UAL where only 5 ha is devoted to vegetables. Conversely, OMG is characterised by much smaller farms with a mean 6.9 ha UAL, up to 90% allocated to vegetables.



**Figure 6-1 :** Location of organic farms growing fresh vegetables in the North of France, and the proportion of their utilised agricultural land (UAL) allocated to vegetables (Agence Bio, 2010).

As shown by Bressoud et al. (2010), field-scale vegetable productions show little diversification and mainly supply long commercialisation chains which require a significant volume of production, whereas OMG provides local food systems with highly diversified production. In this paper, we focus our analysis on the latter only.

## 2.2 Sample of producers and farm characteristics

To collect data on organic OMG practices and performance, we elaborated a questionnaire with detailed questions on crop rotations, N fertilisation/amendments practices (type, date, rate), irrigation volumes, and yields, as well as basic socio-economic information such as working time, number of employees, income, outlets, and motivations and drawbacks for the conversion to organic farming.

We initiated data collection with the market gardening producers present on Paris public markets, but there were mainly resellers. We also met farmers via other forms of direct commercialisation platforms such as railway stations or directly on-farm.

Due to the large diversity of cultivated species, we encountered difficulties in obtaining sufficiently detailed data to establish a rotation scale input-output budget (see § 2.3). Finally, we gathered six complete questionnaires on contrasted farms, covering a wide range of farm sizes, fertilisation practices and yield performance. Most soils were sandy-clay to clay. As stated above, we focused our analysis on the market gardening areas within the strict meaning of the term, but some farms had other agricultural activities to supplement their income (Table 6-1).

Five of the six farms investigated had cold greenhouses covering between 3.3% and 7.9% of the areas allocated to OMG, for bringing on and protecting the crops in the early stages, in particular for *Solanaceae* (tomatoes, peppers, eggplants, etc.) and cucumbers. Thus, the presence of greenhouses allows a longer production period and greater diversity. More generally, crop diversity is a key component of those systems where there is a succession of vegetables throughout planting seasons, with 17–44 species grown per farm for the farms studied (Table 6-1).

In OMG, crop rotations are based on the alternation of seven botanic families, in alphabetic order, Alliaceae (onions), Apiaceae (carrots), Brassicaceae (salads), Chenopodiaceae (spinaches), Cucurbitaceae (zucchini) and Solanaceae (tomatoes), in order to limit the concentration of parasites and pathogens. Crop successions also control weeds, in addition to other destruction techniques such as mulching practiced in OF4, and to benefit from different soil depths with the variety of root systems. Beyond an agronomic necessity, diversity is also needed to meet consumers' expectations adhering to different individual forms of short commercialisation chains (markets, on-farm, weekly baskets and consumer associations). Almost all the farms studied (except OF1) supplied consumer associations called AMAP (Associations for the Preservation of Smallholdings, <http://www.amap-idf.org>), within the framework of an agreement with a local producer to deliver baskets of vegetables weekly. Crop diversity and repeated harvests throughout the year are set out in these contracts.

**Table 6-1 :** *Main characteristics of the organic farms with market gardening lands studied.*

<b>Farms</b>	<b>Conversion Installation</b> Date	<b>Field MG</b> ha	<b>House MG</b> ha	<b>Cultures</b> Nb	<b>Fertilization</b> Types	<b>Commercialization</b> Types	<b>Other activities</b> Types
<b>OF1</b>	1988 C	18	0	21	no fertilizers	1. markets	no
<b>OF2</b>	1970 I	17	1	39	green wastes compost	1. markets 2. farm 3. AMAP	30 ha field crops (CF)
<b>OF3</b>	2008 C	3	0.1	30	hens droppings + pellets	1. AMAP 2. railway station	50 laying hens (OF)
<b>OF4</b>	2006 I	4	0.20	21	pellets + mulch	1. organic shop 2. AMAP	109 ha field crops (OF) 80 ewes + 45 pigs + 500 laying hens
<b>OF5</b>	2004 I	2.64	0.13	17	green wastes compost	1. AMAP 2. farm	0.25 ha 100 apple trees (OF)
<b>OF6</b>	2007 I	2.14	0.17	44	green wastes compost + pellets	1. AMAP 2. farm	no

### 2.3 Quantification of the nitrogen input–output budget

We used the Nitrogen Soil Surface Balance (SSB) concept (Oenema et al., 2003; de Vries et al., 2011; Anglade et al., *subm*) to assess the agronomic and environmental performance of the market gardening system. Extended over the entire crop rotation, the SSB is a way to explore the relationships between the mean harvested yield (Y) and the total N inputs (F) via organic fertilisers (X<sub>org</sub>), biological nitrogen fixation (BNF), atmospheric depositions (Dep) and irrigation (N<sub>irr</sub>).

The harvested yield (Y), expressed in N content (kgN/ha/yr), is an integrative indicator of agronomic performance at the rotation scale. The Y/F ratio reflects nitrogen use efficiency (NUE). F and Y are expressed in kgN/ha/yr, and the F–Y difference, called N surplus, indicates directional changes toward deficit, hence “mining” of the soil reservoir, or environmental N losses comprising N leaching (L) and gaseous losses through volatilisation and denitrification (G), or long-term storage in the soil organic N pool ( $\Delta N_{org}$ ) (Eq. 1).

$$(1) \text{ N surplus} = F - Y = X_{org} + \text{BNF} + \text{Dep} + N_{irr} - Y = \Delta N_{org} + L + G$$

**Yields** (Y) were based on farmers’ records of market crops as well as residues if removed from the field. We assigned standard N contents to the 50 vegetables grown on the six farms (Annex-Table A) from a guide for the fertilisation of vegetables in northern European countries including information on residue content (Neuweiler, 2011), and we cross-checked and completed the data with those gathered by Lassaletta et al. (2014) mainly coming from the FAO (2011), USDA (2012) and Lassaletta et al. (2012).

**Organic fertilisers** (X<sub>org</sub>) included green waste composted from the surrounding cities brought by farming cooperatives, as well as commercial fertilisers in pellets and/or on-farm organic waste products such as hen droppings. N content was based on farmers’ nutrient analysis or standard values listed in the latest Ile-de-France regional decree of the Nitrate Directive (Préfet de la région Ile-de-France, 2014).

For assessing **biological nitrogen fixation** (BNF) by legumes, we used the yield-based approach proposed by (Anglade et al., *in press*) for grain and forage legumes (Eq. 2).

$$(2) \text{ BNF} = \text{BGN} * (\alpha_{cult} * Y/\text{NHI} + \beta_{cult})$$

where Y is the harvested yield (expressed in kgN/ha/yr), NHI is the N harvest index defined as the ratio of the harvested material to the total above-ground production,  $\alpha_{cult}$  and  $\beta_{cult}$  are the regression coefficients for the estimation of N fixed in shoot, and BGN is a multiplicative factor taking into account the contribution of below-ground fixation associated with root and nodule production as well as rhizodeposition via exudates and decaying root cells and hyphae.

**Table 6-2 :** *Values of the coefficients used for the estimation of total biological N-fixation by grain and forage legumes.*

<b>Culture</b>	<b>Grain legume</b>	<b>Forage legume</b>
<b><math>\alpha_{cult}</math></b>	0.70	1.01
<b><math>\beta_{cult}</math></b>	0.79	-0.49
<b>BGN</b>	1.3	1.7

For grain legumes, a standard NHI value of 0.75 was assumed (Anglade et al., in press), except for green pulses for which we assumed a value of 0.5 (Urbano Terron, 2002). For forage legumes, we did not attribute NHI values, because they were only grown in cover crops serving as green manure and thus were not harvested. Nonetheless, they have to be considered in the total N inputs to soil while cover crops without any legume species are neutral in the SSB.

*N inputs from atmospheric dry and wet deposition* (Dep) were estimated at the department level from the EMEP (European Monitoring and Evaluation Program, available at [www.emep.int/mscw](http://www.emep.int/mscw)), which has provided modelling results since 1980 on annual average N deposition for a 50×50-km European Grid.

We have not included **N inputs by irrigation** (Nirr) because the OMG systems were rain-fed and only minor inputs were added in the small areas under greenhouses with water from the public water distribution systems with low nitrate content.

### 3. Results and discussion

#### 3.1 Agronomical and environmental performance of market gardening

##### 3.1.1 Soil surface budget and yield fertilisation relationship

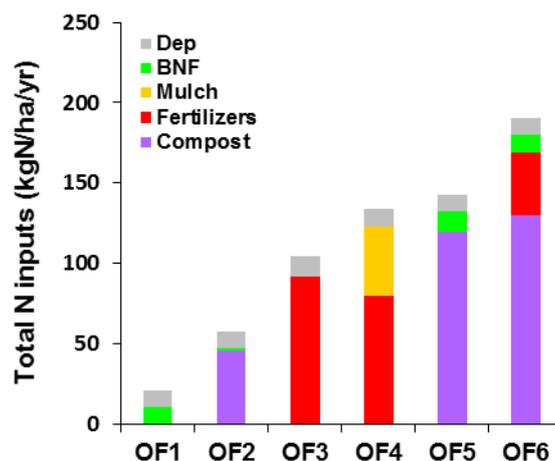
The results of the soil surface budget for the vegetable surfaces (field and greenhouse) of the six organic market gardening farms studied are summarised in Table 6-3.

The results show a very wide range of nitrogen surplus from 0.4 to 124 kgN/ha/yr, even though the cultivated species and the pedo-climatic conditions were rather similar across the farms. These variations were related to highly contrasting fertilisation practices in terms of amounts, timing and types (Fig. 6-2).

**Table 6-3 :** *Soil surface budget for the total vegetable surfaces (field and greenhouse) of the six OMG farms studied.*

Farm	Inputs	Yield	Surplus	NUE	Sub-root conc.	Infiltrated water
	kgN/ha/yr	kgN/ha/yr	kgN/ha/yr	%	mgN/l	mm/yr
OF1	20.9	20.5	0.4	99.5	0.2	140
OF2	57.3	26.6	30.7	46.4	9.4	246
OF3	104.2	37.3	66.9	35.8	29.7	169
OF4	133.9	58.0	75.9	43.3	22.2	257
OF5	143.0	62.1	80.9	43.4	24.7	246
OF6	190.8	66.7	124.1	35.0	60.2	155
Mean	108.4	45.2	63.2	50.6	24.2	202

For OF2, OF5 and OF6, the maintenance of soil fertility is based mainly on the use of composted green waste with slow N release, generally spread before planting. This type of amendment is oriented by the direct vicinity of big cities and the absence of animal manure in the center of the Parisian basin, highly specialised in cash crop farming (Anglade et al., submitted; Mignolet et al., 2007). OF3 recycles on-farm laying hen droppings, reducing its dependence to exogenous inputs to 5 kgN/ha/yr, less than 5% of total N inputs. It should be noted that OF1 has not used any fertilisers for 25 years, and thus relies entirely on BNF achieved by leguminous species (clover, vetch, etc.) during a natural grassland winter fallow period and on atmospheric depositions. A surplus value close to zero can be seen as an early sign of “N-mining”. This agricultural practice choice results from a desire for autonomy (financial and with regard to technical advice) and the need to reduce field labor given the size of the OMG farm (18 ha for only one full-time employee).

**Figure 6-2 :** *Proportion of BNF, organic fertilisers (manure, hen droppings, etc.), composted manure or green waste products (C/N > 15), atmospheric depositions and irrigation in the total N inputs integrated over the whole crop rotation cycle in (kgN/ha/yr) of the six organic farms (OF).*

More generally, it appeared that N surplus increased with increasing fertilisation (Fig. 6-3b). The amounts of total N inputs to soil varied by a factor of 1 to 9 between OF1 and OF6, while yields were only three times higher in OF6, indicating a sharp decrease in NUE with increasing fertilisation (Table 6-3, Fig. 6-3c).

Adopting a conceptual approach, Lassaletta et al. (2014a) have shown that the yield, which linearly increases as a function of total N inputs for low values and reaches a plateau for high total input, obeys a relationship that can be described with a single parameter hyperbolic function (Eq. 3; Fig. 6-3a).

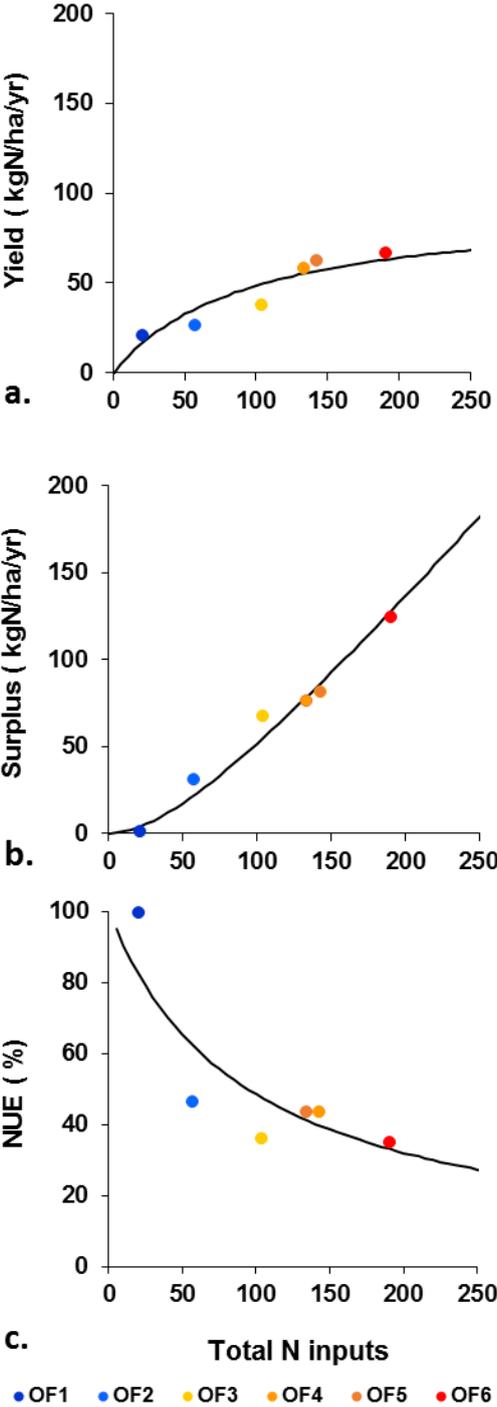
$$(3) Y = Y_{\max} * F / (F + Y_{\max})$$

$Y_{\max}$  represents the yield value reached at saturating N fertilisation, as well as the fertilisation value at which half the maximum yield is reached. This parameter can be considered as an integrative indicator of the productive performance of a cropping system, independent of the N fertilisation rate. The best fit for the Y vs. F relationship describing the observed values for organic market gardening (Fig. 6-3a) resulted in a  $Y_{\max}$  of 94 kgN/ha/yr ( $R^2 = 0.85$ ).

In the same area we previously conducted an analysis of the yield vs. total N input relationship in about 50 organic farms specialised in field crops, characterised by long crop rotation with cereals alternating with forage and grain legumes, and sometimes field-scale vegetables (Anglade et al., submitted). We found a significantly higher  $Y_{\max}$  of 558 kgN/ha/yr ( $R^2 = 0.75$ ), indicating higher yield (expressed in kgN/ha/yr), lower surplus and better NUE at a given fertilisation rate. This suggests that OMG systems are much less productive cropping systems than open field cropping systems, in terms of protein N production.

We assumed that this substantial difference was mainly due to the much lower N content of vegetables (0.3% as a mean), compared to cereals (1.8%) and forage legumes (3%). It should also be kept in mind that weed problems frequently occurred in OMG with the succession of vegetables on the same field throughout planting seasons.

Conversely, in field crop farms, perennial hays of forage legumes (alfalfa, clovers, etc.) play an effective cleaning role. Lastly, the impact of pest and diseases may also limit OMG yield. Indeed, even if crop rotations made possible by the diversity of vegetable species grown ensure some control, fungi and parasites (e.g. nematodes) are common to most vegetable species and remain a problem in OMG.



**Figure 6-3 :** Relationships between total N inputs (in kgN/ha/yr) and yield (in kgN/ha/yr) (a.), surplus (in kgN/ha/yr) (b.) and NUE (in %) (c.) for organic market gardening field areas in the six farms. Each dot is the mean value for a whole rotation cycle for six the farms studied.

### ***3.1.2 OMG yields compared to organic cash crop farming, conventional market gardening and urban amateur gardening***

Few references exist in the literature to compare our yield data in Paris OMG to other market gardening systems. Using the average yield per vegetable species recorded in 2013 agricultural statistics for conventional market gardening productions in the Ile-de-France Region (Agreste) and the recommended fertilisation rates corresponding to the needs of plant growth provided by Neuweiler et al. (2011), we calculated an average yield of 68 kgN/ha/yr, for a total fertilisation of 182 kgN/ha/yr. This corresponds to a  $Y_{max}$  value of 108 kgN/ha/yr, only 15% higher than for OMG.

CoDyre et al. (2015) recently published the results of an enquiry into backyard amateur gardening in Guelf, a medium-size city in Ontario, Canada. They observed extremely variable yields, ranging from 3 to 125, around a mean of 43 when expressed in kgN/ha/yr.

### ***3.1.3 Current OMG vs XIXth MG***

Given the current rather low productivity of organic OMG (and conventional market gardening as well), we examined the famous nineteenth century market gardening practices in Paris. In the 1840s, good quality vegetables were grown on approximately 1400 ha, one-sixth of the Paris urban area, ensuring the city's vegetable self-sufficiency. This area was subdivided into 1800 gardens ranging from 0.5 to 1 ha, each hectare employing five to six persons (Moreau and Daverne, 1845). Stanhill (1976) estimated that at that time 1 million tons of fresh manure from horses (2000 kgN/ha/yr) were recycled to grow 110 000 tons of vegetables per year (180 kgN/ha/yr), sold for ten times the price of manure. Thus, in conditions of extraordinary high fertilisation inputs (ten times higher than OF6), the Paris market gardening systems were among the most productive cropping systems that ever existed without any chemicals. Compared to the most productive farm of our sample (OF6), the mean yields in 1840 were 2.7 times higher. The  $Y_{max}$  value reached at saturating N fertilisation in current OMG, which would theoretically be attained with tenfold higher manure inputs, is half the mean yield value obtained in the nineteenth century.

Should this be seen as a loss of knowhow developed over time?

This is the opinion of the proponents of the permaculture movement, the grounds of which were laid in the 1960s by two American farmers, Jeavons and Chaddwick, who rediscovered and updated the traditional French knowledge and set up the "French intensive gardening method" (Coleman and Petit, 2013). This movement was inspired by the book written by two Parisian market gardeners in 1845 (Moreau and Daverne, 1845) who, threatened by urbanisation, were eager to communicate their gardening knowledge to their successors. Eliot Coleman, a pioneer of an organic market in the United States, together with Louis Savier, known as the latest French heir in the line of the nineteenth century market gardeners, developed a model of very intensive OMG farming with numerous crop associations grown on flat raised beds made of manure and designed specific gardening tools (Coleman and Petit, 2013). Recently in France, certain permaculture gardeners have been trying to reclaim some

of these practices (Guégan et al., 2013). However, very little is known about the relationship between total N inputs to soil and yields in such intensive systems and special attention should be paid to the N losses resulting from these potential productivity improvements.

### **3.2 N leaching risks: for or against OMG on drinking water catchments?**

As shown above, the N surplus, the difference between N inputs and harvested yield, rapidly increases with the total fertilisation and yield objectives as the Y vs. F function reaches a plateau at high fertilisation. On croplands, most of this surplus contributes to the N cascade of environmental contaminations (Galloway et al., 2003), with gaseous losses (volatilisation and denitrification) and nitrate leaching (Lord et al., 2002; Beek et al., 2003; Kyllingsbæk and Hansen, 2007; Billen et al., 2013), while permanent grasslands have a greater capacity to store N in the soil's organic matter pool (Velthof et al., 2009).

As a mean in the North of France, cropland soil N leaching accounts for 75% of the surplus (Billen et al., 2012). We used this relationship to evaluate leaching from the calculated surplus for six OMG farms. Then the theoretical sub-root water concentrations corresponding to this leaching were calculated knowing the height of infiltrated water estimated from the mean annual specific river discharge over the last 20 years, obtained from the HYDRO data bank (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>) (Table 3). Depending on regions where the farms are located, a range of values between 140 and 260 mm/yr was observed, which implies that the maximum surplus compatible with the requirement of producing infiltration water below the 50 mgNO<sub>3</sub>/l (11 mgN/l) drinking water standard varies between 20 and 40 kgN/ha/yr. The sub-root concentrations of only two farms (OF1 and OF2) of the six studied met the standard requirement (Table 3), and the four others were critically in excess, with a maximum for OF6 of nearly six times the targeted value. The influence of the climatic conditions on the relation between the surplus and sub-root concentrations was particularly evident for OF3, whose surplus was 20% lower than that of OF5, but the sub-root concentration was 20% higher because of significantly dryer conditions.

Whatever the effect of hydro-climatic conditions, the sub-root concentrations are related to the surplus and total N fertilisation, so that a reduction of N surplus is very likely to decrease the risk of N losses (Oenema et al., 2005). As a consequence, the conversion of some land to OMG for the purpose of recovering and/or maintaining good water quality would require maintaining the surplus below a certain ceiling by setting a limit to fertilisation rates, hence to the expected yield, depending on the depth of the infiltrated water and the size and land use of the catchment.

However, OMG can play an important role to initiate transversal public policies toward an integrated territorial development, reinforcing social cohesion (urban–rural relationships via direct commercialisation), contributing to the improvement of public health (Kesse-Guyot et al., 2013) and promoting a social/solidarity-based economy including, inter alia, the creation of non-relocatable jobs (including, e.g., the agricultural labour force and canteen cooks) (FNAB et al., 2014), so that OMG should not be totally excluded from drinking water

catchments. Operating on small areas, OMG can act as a catalyst for the development of organic farming on a broader scale, favouring other organic production systems with better agro-environmental performance (Anglade et al., submitted), such as mixed crops and livestock farming, in order to reconcile water quality and food production.

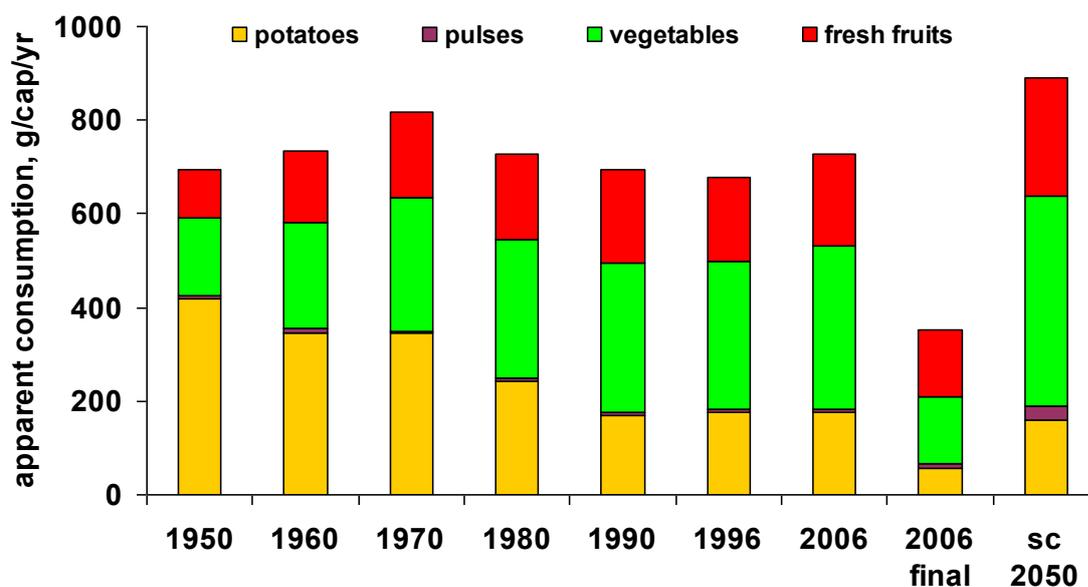
The areas dedicated to organic vegetable productions which are at risk of producing nitrate pollution in case of high N inputs, above 60 kgN/ha/yr in the farms studied herein, would preferably be located near riparian and alluvial wetlands in contact with organic-rich material known to be sites for denitrification (Haag and Kaupenjohann, 2001; Vilain et al., 2011). Another option would consist in adding fertilisation clauses (including N inputs from BNF, irrigation, organic fertilisers) into various regulatory frameworks: i) rural leases when the lands are owned by local authorities, ii) conservation easements that can restrict agricultural practices in protection areas near wells in relation to the 1992 French law of the Public Health Code, iii) at the scale of the entire catchment, into the action programs fighting against agricultural pollutions in areas with environmental restrictions (AER), resulting from the Law on Water and Aquatic Environments (*LEMA - Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques*, 2006) enacting the European Water Directive Framework (European Parliament, 2000).

### **3.3 Capacity to fulfil Paris requirements in fresh vegetables**

Estimating the vegetable requirements of an urban population is not straightforward. A first approach is based on individual consumption inquiries, such as the INCA2 study (Afssa, 2009), which provides information on the amount of food commodities actually ingested by a sample of consumers. In 2006, the average consumption of vegetables (including pulses) and potatoes by adults in the Paris agglomeration was estimated at 150 and 58 g/capita/day, respectively.

Another approach, carried out at the national level by the statistical services of the Ministry of Agriculture, consists in establishing a budget of production, import and export for each food commodity in order to estimate their 'availability' per inhabitant. This provides information on the 'apparent consumption', which is typically much higher than the actual ingestion, because it includes losses and wastes at the different stages of the production–consumption chain. The apparent consumption of vegetables and potatoes in 2006 was 355 and 177 g/capita/day, respectively. The trend in apparent consumption since the 1950s is shown in Figure 6-4. It shows a clear increase in per capita consumption of vegetables together with a strong decrease in the consumption of potatoes.

Prospective studies, in line with dietetic recommendations, advocate a further increase in per capita consumption of fresh vegetables. Thus, the Afterres2050 scenario (Solagro, 2014) predicts a per capita apparent consumption of vegetables and potatoes of 478 and 160 g/capita/day, respectively, in 2050. These figures also integrate environmental protection goals, in particular through reducing the avoidable losses by 60%, i.e. wasted food even though it was edible.



**Figure 6-4 :** Long-term trends in the apparent per capita consumption rate of potatoes, pulses, fresh vegetables and fresh fruits in France, according to national statistics (Agreste). Actual consumption in 2006 as estimated by individual consumer inquiries (INCA2, Afssa, 2009) is also shown for comparison. The apparent consumption predicted in the prospective *Afterres2050* scenario (Solagro, 2014) is indicated for 2050.

The Paris urban area, mostly in the Ile-de-France administrative region, has a population of 12 300 000 inhabitants (2013), with about 26% of this population under 20 years of age (INSEE, <http://www.insee.fr/fr/regions/idf/>). The above-cited figures of apparent per capita consumption thus mean a total annual demand of about 1590 ktons of vegetables and 795 ktons of potatoes in 2006.

The OMG area that would be required to fulfil this demand depends on several hypotheses, first and foremost, the degree of intensification (Table 6-4).

Indeed, we have previously shown that meeting the nitrate water quality standard imposes binding obligations on fertilisation, which consequently limits yields between 35 and 45 kgN/ha/yr depending on the hydro-climatic conditions. We first assumed that potatoes are field-scale production that could mostly be produced in large farms specialised in field crops at a greater distance from Paris because they have a rather long shelf life, and thus focused our analysis on vegetables. Considering a mean N content of 0.3% (Appendix, Table A 6-1), the mean total demand of the Paris agglomeration would be 4.8 ktonN/yr and thus OMG would require between 1060 km<sup>2</sup> and 1360 km<sup>2</sup> depending on the yield limits needed to reconcile water and food production. If we add potato production in OMG systems, the area would be between 1590 and 2045 km<sup>2</sup>.

**Table 6-4 :** *Estimation of the vegetable (excluding or including potatoes) areas needed to locally feed the Paris agglomeration according to three levels of productivity, corresponding to the maximum N surplus compatible with the nitrate concentration drinking water standard of 11 mgN/l in dry and wet conditions, and to the N saturation fertilisation rate. The areas are given in absolute terms (km<sup>2</sup>) and in % of the utilised agricultural land area (UAL) of the Ile-de-France region comprising the Paris agglomeration.*

Conditions	N inputs kgN/ha/yr	Surplus kgN/ha/yr	Yield kgN/ha/yr	Area (Vegetables)		Area (Vegetables + Potatoes)	
				km <sup>2</sup>	% UAL	km <sup>2</sup>	% UAL
<b>Dry (140 mm/yr)</b>	55	20	35	1360	24	2045	36
<b>Wet (260 mm/yr)</b>	70	40	45	1060	19	1590	28
<b>N saturation (Ymax)</b>	max	max	94	507	9	761	13

Currently, vegetable areas in the Ile-de-France region around Paris occupy 3650 ha, less than 1% of the regional UAL. Taking into account our estimated range of 1060 km<sup>2</sup> (without potatoes) and 2045 km<sup>2</sup> (with potatoes), it would be necessary to increase the areas dedicated to vegetables 29- to 56-fold, and they would cover between 20 and 30% of the regional UAL.

If we now move the cursor to the maximum productivity ( $Y_{max} = 94$  kgN/ha/yr) that could currently be reached in OMG at saturating N fertilisation, the areas needed would drop to 507 km<sup>2</sup> and 761 km<sup>2</sup>, without and with potatoes, respectively. This would still constitute considerably large areas under an unbearable environmental pressure due to the elevated risk of nitrate leaching.

## 4. Conclusions

By analyzing the relationship between N inputs to the soils, yield and surplus, this study provides a diagnosis of the potential of OMG to meet the vegetable requirements of the Paris population locally, while producing infiltrating water meeting the drinking water standards. The conclusion clearly shows that the latter constraint imposes a serious limitation on the productivity of this form of agriculture, so that rather large areas would be required, making it impossible to completely meet the demand of large cities in vegetables from OMG alone. The option of open field vegetable cultivation inserted within cereal crop rotation appears to be a necessary complement.

We addressed here one type of urban agriculture (OMG), but many opportunities exist that municipalities could consider in their policies of resourcing part of the urban food supply. Other, more intensive forms of OMG, such as permaculture and more innovative (roof and associative backyard gardens in cities) should be studied from the point of view of their productive capacity as well as their environmental nitrogen losses. Indeed, the few studies published on these forms of urban agriculture reveal substantial disparity in the yields achieved. We showed in this paper that this variability, at least in the case of commercial OMG, is clearly related to the rate of fertilisation, and therefore to the impact on groundwater

resources. This aspect needs to be taken into account in the planning of new forms of urban agriculture (such as inner-city allotments, roof gardens, community gardens, etc.) besides the other functions expected of them. The recent evolution of urban agriculture in European and North American cities (Pourias et al., 2012) is indeed expected to contribute to increase the sustainability of the urban environment, not only by providing a nearby food supply, but also by creating new social links, allowing the use of green waste and integrating urban green corridors (Aubry and Pourias, 2013). Associative gardening is currently a new development in urban agriculture (Pourias et al., 2012). Although its feeding function is still low, its potential production has not yet been reached (CoDyre et al., 2015), and other functions, such as the use of organic wastes, its integration in greenbelt network, facilitating social relations, etc., can contribute to increasing the sustainability of our cities .

## Acknowledgment

This work was funded by a Ministerial PhD scholarship. Additional funding was provided by the PIREN-Seine program. We greatly thank the farmers who kindly accepted to be interviewed.

## References

- Afssa, 2009. Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) (2006-2007) (No. 2).
- Agence Bio, 2011. L'agriculture biologique. Chiffres clés.
- Agreste, 2013. Productions végétales en Ile-de-France : une présence renforcée des grandes cultures au cours d'une décennie difficile pour les productions de légumes et cultures spécialisées.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., in press. New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe. *Ecosphere*.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., submitted. Agro-environmental performance of organic compared to conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agric. Syst.*
- Aubry, C., Pourias, J., 2013. L'agriculture urbaine fait déjà partie du métabolisme urbain. *Nat. Agric. Pour Ville Nouv. Désirs Citad. S' Impos. Déméter*.
- Beek, C.L. van, Brouwer, L., Oenema, O., 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, 233–244. doi:10.1023/B:FRES.0000003619.50198.55
- Billen, G., Garnier, J., Benoit, M., Anglade, J., 2013. The nitrogen cascade in arable crop areas of the North of France. *Cah. Agric.* 22, 272–281. doi:10.1684/agr.2013.0640
- Bressoud, F., Navarrete, M., Mazollier, C., 2010. Le maraîchage et la production de légumes biologiques: ajuster la production et la commercialisation, in: *Transitions Vers L'Agriculture Biologique. Pratiques et Accompagnements Pour Des Systèmes Innovants, Sciences En Partage*. Claire Lamine et Stéphane Bellon, p. 315.

- CoDyre, M., Fraser, E.D.G., Landman, K., 2015. How does your garden grow? An empirical evaluation of the costs and potential of urban gardening. *Urban For. Urban Green.* 14, 72–79. doi:10.1016/j.ufug.2014.11.001
- Coleman, E., Petit, E., 2013. Des légumes en hiver, produire en abondance, même sous la neige. ACTES SUD, Arles.
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159, 3254–3268.
- DRIAAF, GAB IDF, 2010. Repères pour s'installer en agriculture biologique en Ile-de-France Etude de cas en maraîchage biologique.
- European parliament, 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- FAO, 2011. Food balance sheets. A handbook. Rome.
- FNAB, ONEMA, AMF, 2014. Agriculture Biologique & Développement Local : une boîte à outils pour les collectivités territoriales.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341–356. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2
- Guégan, S., Léger, F., Chapelle, G., Hervé-Gruyer, C., 2013. Maraîchage biologique permaculturel, et performances économiques. Rapport d'étape n°2. INRA, Institut Sylva, Ferme biologique du Bec Hellouin.
- Haag, D., Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe: A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agric. Ecosyst. Environ.* 86, 1–21. doi:10.1016/S0167-8809(00)00266-8
- Kesse-Guyot, E., Péneau, S., Méjean, C., Szabo de Edelenyi, F., Galan, P., Herberg, S., Lairon, D., 2013. Consumers of organic products in France: first results of the Nutrinet-Santé cohort [WWW Document]. *Innov. Agron.* URL <http://orgprints.org/26297/> (accessed 1.28.15).
- Kyllingsbæk, A., Hansen, J.F., 2007. Development in nutrient balances in Danish agriculture 1980–2004. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 79, 267–280.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014a. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9, 105011. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014b. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225–241. doi:10.1007/s10533-013-9923-4
- Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences* 9, 57–70. doi:10.5194/bg-9-57-2012
- LEMA - Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006.
- Lord, E.I., Anthony, S.G., Goodlass, G., 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use Manag.* 18, 363–369.

- Mignolet, C., Schott, C., Benoît, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Sci. Total Environ.*, Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed Seine Special Issue 375, 13–32. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.004
- Moreau, J.G., Daverne, J.J., 1845. Manuel pratique de la culture maraîchère de Paris. Vve Bouchard-Huzard (Paris).
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Oenema, O., van Liere, L., Schoumans, O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *J. Hydrol., Nutrient Mobility within River Basins: A European Perspective* 304, 289–301. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.044
- Pourias, J., Daniel, A.C., Aubry, C., 2012. Territoire urbains ? La fonction alimentaire des jardins associatifs urbains en question., in: *Alimentation et Territoires*. Pour.
- Préfet de la région Ile-de-France, 2014. Arrêté n °2014153-0010 définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Ile-de-France.
- Solagro, 2014. *Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050.*
- Stanhill, G., 1976. An urban agro-ecosystem: the example of nineteenth-century Paris. *Agro-Ecosyst.* 3, 269–284.
- Urbano Terron, P., 2002. *ingenieria de la produccion vegetal*. Fitotecnia.
- USDA, 2012. *National Nutrient Database for Standard Reference*, Release 24.
- Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W. a. H., Klimont, Z., Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *J. Environ. Qual.* 38, 402–417. doi:10.2134/jeq2008.0108
- Vilain, G., Garnier, J., Roose-Amsaleg, C., Laville, P., 2011. Potential of denitrification and nitrous oxide production from agricultural soil profiles (Seine Basin, France). *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 92, 35–50. doi:10.1007/s10705-011-9470-0

## Appendix

**Table A6-1 : Vegetable N content and sources.**

<b>Cultures</b>	<b>% N</b>	<b>Sources</b>
Artichocks	0.32	Lassaletta et al., 2012
Asparagus	0.26	FAO, 2011
Basil	0.47	Neuwiler, 2011
Beans	0.48	FAO, 2011
Beetroot	0.15	Neuwiler, 2011
Beet leaves	0.12	Neuwiler, 2011
Broccoli	0.56	Neuwiler, 2011
Brussels sprouts	0.40	Neuwiler, 2011
Carrots	0.14	FAO, 2011
Cauliflower	0.29	Neuwiler, 2011
Celery root	0.23	Neuwiler, 2011
Celery stalk	0.20	Neuwiler, 2011
Chicory	0.50	Neuwiler, 2011
Cucumber	0.14	Neuwiler, 2011
Eggplants (house)	0.22	Neuwiler, 2011
Endives	0.08	Neuwiler, 2011
Faba beans	3.75	FAO, 2011
Fennel	0.20	Neuwiler, 2011
Fresh peas	0.34	FAO,2011
Garlic	0.88	FAO, 2011
Green beans	0.26	FAO, 2011
Head cabbage	0.33	Neuwiler, 2011
Kale	0.13	Neuwiler, 2011
Kohlrabi	0.25	Neuwiler, 2011
Lamb's lettuce	0.50	Neuwiler, 2011
Leeks	0.24	Neuwiler, 2011
Lentils	3.87	FAO,2011
Lettuce	0.22	USDA,2012
Melon	0.23	Neuwiler, 2011
Onions	0.27	FAO,2011
Parsley	0.32	Neuwiler, 2011
Peppers (house)	0.27	Neuwiler, 2011
Potatoes	0.26	FAO,2011
Radishes	0.17	Neuwiler, 2011
Rhubarb	0.18	Neuwiler, 2011
Roquette (house)	0.75	Neuwiler, 2011
Shallots	0.22	FAO, 2011
Spinaches	0.34	FAO, 2011
Squash	0.10	Neuwiler, 2011
Strawberry	0.10	FAO, 2011
Tomatoes (house)	0.14	Neuwiler, 2011
Turnips	0.23	Neuwiler, 2011
Yam	0.21	FAO, 2011
Zucchini	0.10	Neuwiler, 2011



# 7

## **Acteurs et enjeux de reconquête de la qualité de l'eau de la Plaine du Saulce**



**Ce chapitre a fait l'objet d'un rapport d'expertise co-signé par les membres du Comité Scientifique de l'Association pour la Qualité de l'Eau de la Plaine du Saulce, ainsi que d'un rapport d'activité PIREN-Seine Phase 6 – 2012**  
[http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/?q=rappports\\_2012/agriculture](http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/?q=rappports_2012/agriculture)

---

## **Le BAC de la Plaine du Saulce (Auxerrois) : Analyse de la pollution agricole diffuse et esquisse de propositions pour un plan d'action à long terme**

Juliette Anglade<sup>1</sup>, Giles Billen<sup>1</sup>, Ghislain de Marsily<sup>1</sup>, Marc Benoît<sup>2</sup>, Bernard Barraqué<sup>3</sup>, Virginie Vergnaud<sup>4</sup>

- 1 METIS, UPMC/CNRS, Paris
- 2 SAD, INRA, Mirecourt
- 3 CIRED-CNRS, Agroparitech
- 4 Géosciences Rennes-OSUR, Rennes

### **Résumé**

Les captages de la Plaine du Saulce, au Sud d'Auxerre, en rive gauche de l'Yonne, subissent depuis le début des années 1990 une contamination nitrique importante. Ils contribuent pour un tiers à l'approvisionnement en eau potable des 60 000 habitants de la communauté de communes d'Auxerre, en sollicitant la ressource contenue dans l'aquifère des calcaires du Séquanien. Le choix avant-gardiste à l'époque d'une politique préventive concertée, entre un territoire producteur, la campagne, et un territoire consommateur, la ville, s'est concrétisé par la création en 1998 de l'Association pour la Qualité de l'Eau de la Plaine du Saulce. Cela a permis d'initier une dynamique territoriale de concertation et d'échanges entre les différents acteurs, et de porter un programme d'actions visant à réduire la contamination, principalement nitrique, de l'hydrosystème. Ce programme a consisté dans diverses mesures visant l'assainissement des eaux usées des communes, la prévention des pollutions accidentelles et l'accompagnement des agriculteurs dans l'amélioration de leurs pratiques. Aujourd'hui, l'absence de résultats tangibles aux captages cristallise de plus en plus les discussions à l'Association. Les agriculteurs commencent à douter de la pertinence des efforts concédés, tandis que les collectivités s'interrogent sur l'impact des investissements réalisés dans le préventif et pourraient se tourner vers un renforcement des mesures réglementaires et coercitives (arrêté préfectoral de juin 2011). L'absence de résultats probants sur le niveau de contamination nitrique peut provenir tant de l'inertie du système hydrologique que de l'insuffisance des actions engagées.

L'évolution des teneurs en nitrates au captage est étroitement liée au temps de vidange de l'aquifère. Les analyses de datation des eaux par dosage des gaz anthropiques CFCs et SF<sub>6</sub>, ont permis d'estimer un âge moyen des eaux prélevées d'environ 25 ans. La mise en place d'un dispositif de ré-infiltration d'eau de nappe alluviale peu chargée en nitrates dans la nappe des calcaires à partir d'une gravière permettra d'éviter des dépassements ponctuels en cas de pics temporaires de contamination, mais cette mesure curative n'a pas vocation à résoudre le problème posé par l'accroissement régulier de la contamination nitrique de fond.

Le temps de latence de l'aquifère impose de débiter dès à présent des actions fortes, au travers de scénarii d'évolutions des pratiques qui s'inscrivent dans une réflexion de longue durée plutôt que de multiplier des mesures avec des impacts faibles ou incertains.

L'analyse par la méthode du bilan azoté de surface des pratiques agricoles réelles ou préconisées par le biais de MAET (mesures agroenvironnementales territorialisées) et inscrites dans l'arrêté préfectoral « captage Grenelle » de la Plaine du Saulce, montre qu'aucunes des actions engagées ne seront suffisantes pour permettre une amélioration notable de la qualité de l'eau. La généralisation des bonnes pratiques (application raisonnée des engrais azotés dans des rotations diversifiées, et utilisation systématique de cultures intermédiaires) s'avère absolument nécessaire pour stabiliser la situation mais elle ne permettra pas d'assurer la production d'une eau sous-racinaire satisfaisant aux exigences de potabilité en termes de contamination nitrique. Sauf à rentrer dans une logique d'usage exclusif du territoire entre agriculture ou production d'eau, s'impose une profonde remise en cause du modèle agricole actuel et des objectifs de rendements croissants qu'il implique.

Une série d'enquêtes menées dans des exploitations biologiques d'une large moitié Nord de la France, nous permet de proposer l'agriculture biologique comme un modèle alternatif crédible pour minimiser durablement les risques de contamination nitrique, tout en proposant un projet territorial d'ensemble pour l'Auxerrois. On observe que les meilleures performances sont obtenues dans les exploitations conduites en polyculture-élevage. En moyenne à l'échelle d'une rotation, plus de la moitié de l'export azoté total est destiné à l'alimentation du bétail via la production de fourrage riche en protéine (luzerne). Il est donc absolument indispensable d'articuler les réflexions d'une transition possible vers l'agriculture biologique autour de la complémentarité entre cultures et élevage pour éviter soit une sur-fertilisation des terres en l'absence de débouchés pour les produits récoltés à fort contenu azoté, soit une dépendance à une fertilisation organique exogène.

Par l'analyse de l'organisation géographique des productions agricoles biologiques et conventionnelles en Bourgogne, il ressort deux échelles pertinentes pour bâtir un territoire de polyculture-élevage, le bassin d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce et/ou la région Bourgogne. Ainsi, la complémentarité entre l'animal et le végétal au niveau du cycle de l'azote pourrait se faire à l'échelle du BAC par un retour innovant de l'élevage ovin et/ou par la mise en place à l'échelle régionale d'une filière directe de débouchés des co-produits des céréales biologiques produites sur les surfaces en grandes cultures du BAC.

## 1. Introduction

Le bassin d'alimentation des captages de la Plaine du Saulce est le siège depuis une dizaine d'années d'un programme d'actions visant à réduire la contamination principalement nitrique de l'hydrosystème. Il a consisté dans diverses mesures visant l'assainissement des eaux usées des communes, la prévention des pollutions accidentelles et l'accompagnement des agriculteurs dans l'amélioration de leurs pratiques. Malgré le caractère innovant de certaines de ces actions à l'époque où elles ont été considérées, elles ne semblent pas se traduire aujourd'hui par une amélioration significative de la qualité de l'eau aux captages. La mise en place d'un dispositif de réinfiltration d'eau de nappe alluviale peu chargée en nitrates dans la nappe des calcaires à partir d'une gravière permettra d'éviter des dépassements ponctuels en cas de pics temporaires de contamination, mais cette mesure curative n'a pas vocation à résoudre le problème posé par l'accroissement régulier de la contamination nitrique de fond.

L'absence de résultats tangibles en cette matière peut provenir tant de l'inertie du système hydrologique que de l'insuffisance des actions. Ainsi, après une présentation des éléments de contexte de l'action territoriale, la seconde partie de ce rapport est consacrée à l'évaluation des temps de réactions du système aquifère (notamment par la datation de l'eau).

Parallèlement, l'analyse du fonctionnement du système agricole actuel et des changements qui sont intervenus dans les pratiques depuis une dizaine d'années doit permettre d'estimer les risques qui subsistent de contamination nitrique de l'hydrosystème. Ce sera l'objet d'une troisième partie.

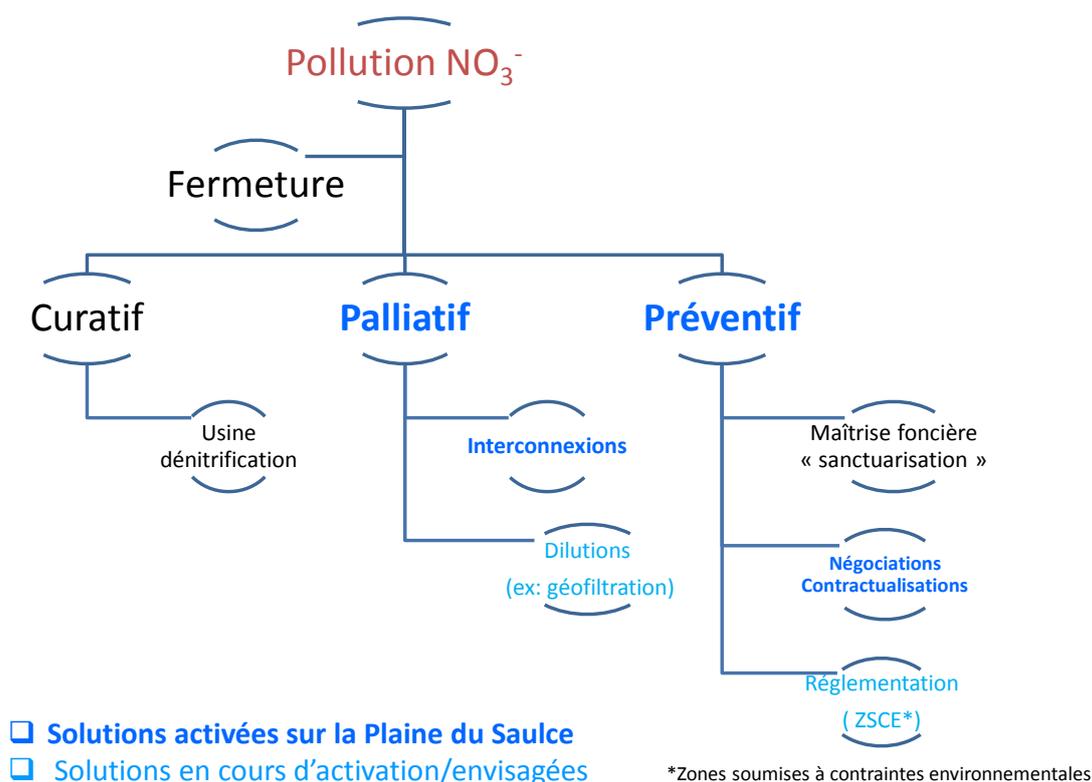
Enfin, nous tenterons de formuler des propositions pour minimiser ces risques en les intégrant dans un projet territorial d'ensemble pour l'Auxerrois.

### 1.1 Historique du programme d'actions et état d'avancement de la démarche

Les limites territoriales de la Plaine du Saulce ne peuvent pas être restreintes aux seules frontières hydrogéologiques du bassin d'alimentation de captage. En effet, il s'agit du lieu d'articulations entre un territoire urbain consommateur, la communauté d'agglomération de l'Auxerrois, et un territoire rural producteur, considéré comme le « château d'eau » de l'agglomération auxerroise.

En 1977, la ville d'Auxerre, alimentée jusqu'alors par les champs captant des Boisseaux et de la Plaine Isles, construit deux puits en rive gauche de l'Yonne sur la commune d'Escolives-Sainte-Camille, pour sécuriser l'approvisionnement en eau potable de ses 60 000 habitants. Dès les premières mesures de suivi de la qualité de l'eau du captage en 1983, les deux puits accusent une hausse de la teneur en nitrates. A partir de 1993, apparaissent des dépassements cycliques des normes de qualité pour l'eau brute (avec un pic hivernal en février 1994 atteignant 70 mgNO<sub>3</sub>/l), et par conséquent de l'eau distribuée (en l'absence de traitement).

Face à une telle situation, il existe trois stratégies d'action en dehors de la fermeture du captage par l'Agence Régional de la Santé (ARS) (Fig. 7-1) : le curatif, le palliatif et le préventif.



**Figure 7-1 :** *Stratégies d'actions face à la pollution d'un captage par les nitrates.*

La solution curative, envisagée par le délégataire et la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) passant par la construction d'une usine de dénitrification chiffrée à 4.5 millions d'euros, est d'emblée écartée.

Dans le même temps, la Collectivité évoque la possibilité de recourir à une solution préventive radicale consistant en l'achat de 1000 ha de terres agricoles dans l'idée de créer un « parc naturel hydrologique » (de Marsily, 2002). La solution est également rapidement jugée trop coûteuse et surtout trop conflictuelle pour être mise en œuvre. L'annexion du territoire rural par la ville aurait considérablement dégradé les relations urbain-rural et soulevé de vives oppositions de la part des agriculteurs.

Parallèlement à ces discussions, la Communauté de l'Auxerrois engage les études nécessaires à la définition du bassin d'alimentation, de ses zones de vulnérabilité, et évalue les potentialités d'une action préventive ciblée sur l'évolution des pratiques agricoles responsables des pressions polluantes (principalement les exploitations intensives de grandes cultures). Il apparaît alors comme essentiel pour porter efficacement cette politique ambitieuse d'intégrer dans la réflexion tous les acteurs du territoire du BAC. Ainsi est créée en 1998, l'Association pour la Qualité de l'eau potable de la Plaine du Saulce pour engager une démarche concertée destinée à réduire la concentration en nitrates au captage. Elle a permis d'établir un partenariat entre la Communauté de Communes d'Auxerres (CCA), la Communauté de communes du Pays Coulangeois, Augy et Saint-Bris le

## Chapitre 7. Acteurs et enjeux de reconquête de la qualité de l'eau de la Plaine du Saulce

Vineux, la Chambre des Métiers et la chambre de Commerce, les agriculteurs et les représentants des consommateurs. La structure poursuit des objectifs multiples, de dialogue, d'animation, de diagnostic des sources de pollutions, de propositions d'actions préventives et de mises en œuvre de ces dernières.

En 2002, la démarche soutenue par l'Agence de l'Eau Seine Normandie s'est concrétisée par la signature d'un contrat rural pour une durée de 5 ans comportant 3 volets : agriculture, collectivités (assainissement) et artisanat (collecte des déchets). Concernant le volet agricole, l'adhésion du plus grand nombre est recherchée par le biais d'arrangements coopératifs mobilisant notamment la facture d'eau potable. En effet, la contribution au contrat figure en surtaxe communale dans le budget annexe de l'eau potable. En tant qu'Association loi 1901, les aides financières de l'Agence et des collectivités peuvent être redistribuées aux acteurs privés, en l'occurrence les agriculteurs. Les actions proposées pour accompagner les pratiques agricoles ont été essentiellement tournées vers l'agriculture raisonnée : conseils en fertilisation, mesure des reliquats, implantation de CIPAN, création de bandes enherbées, réduction d'intrants ; soit en somme une anticipation du 4ème programme d'action de la Directive Nitrates (91/676/CEE) sur les zones vulnérables.

La politique menée, basée initialement sur le volontariat, a peu à peu évoluée vers une combinaison d'instruments contractuels et de mesures réglementaires avec des exigences plus élevées (voir l'encadré sur l'Historique de la démarche).

Au titre du Grenelle de l'environnement, la Plaine du Saulce a été classée dans la liste des 500 captages prioritaires. L'arrêté préfectoral « Grenelle » N°DDT-SEM-2011-0002 du 27 juin 2011 fixe le programme d'actions à mettre en œuvre dans la zone de protection de l'aire d'alimentation des captages de la Plaine du Saulce et visant la restauration de la qualité de la ressource. L'objectif poursuivi est celui d'un taux de nitrates dans l'eau brute prélevée au captage inférieur à 35mg/l en moyenne, et sans dépassement de la limite réglementaire de 50 mg/l.

Pour ce faire, la modification des pratiques est axée sur la diversification des cultures par assolement et rotations culturales, et une gestion adaptée des inter-cultures et des intrants. Pour l'ensemble des apports azotés cette gestion recourt au raisonnement de la fertilisation selon des objectifs de rendements maximaux et dans le respect de doses plafonds en fonction des types de cultures et des types de sols. Les agriculteurs dont les parcelles sont situées dans l'AAC ont la possibilité de contractualiser des Mesures Agroenvironnementales Territorialisées (MAET) dans le cadre du Programme de Développement Rural et Hexagonal (PDRH) et d'obtenir ainsi une compensation financière pour la conduite « maîtrisée » des grandes cultures, des surfaces en herbe, de la vigne et des vergers.

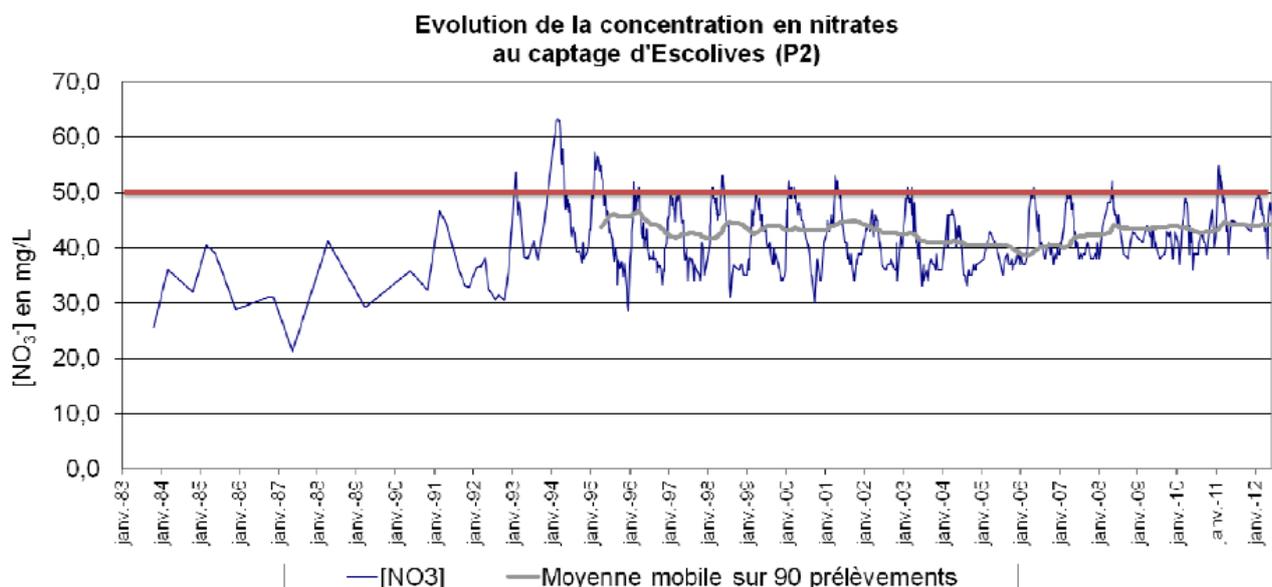
A ce jour, l'ensemble des dispositions de l'arrêté est d'application volontaire de la part des exploitants et des propriétaires. Cependant, au terme de 3 ans d'application, le préfet pourra décider de rendre obligatoires certaines des mesures préconisées dans le programme.

Si le recours au cadre réglementaire pourrait être à l'origine de nouvelles tensions et dégrader les relations ville-campagne, il pourrait également favoriser un plus grand nombre d'arrangements coopératifs et d'engagements dans des démarches contractuelles face à la menace de la répression.

En accompagnement de cette politique volontariste de prévention des pollutions diffuses pour

améliorer la qualité de l'eau brute, le délégataire (Lyonnaise des Eaux) s'est vu dans l'obligation de recourir à des mesures palliatives pour délivrer une eau conforme aux normes de distribution. Ainsi, l'alimentation de la majorité des communes est sécurisée par mélange avec les eaux de la Plaine des Isles et des Boisseaux. Cependant quelques communes isolées telles qu'Augy et Saint-Bris le Vineux ne bénéficient pas de ce service et se voient donc distribuer de l'eau en bouteilles par le délégataire lors des dépassements de norme de nitrates. De surcroit il s'agit d'une solution de court terme et peu fiable dans la mesure où les analyses d'eau de la Plaine des Isles ont montré une augmentation de la teneur en nitrates avec un premier dépassement de la norme en 2008, ainsi que des résidus de produits phytosanitaires et les traces d'une pollution d'origine industrielle aux solvants chlorés (Obert, 2011). Depuis 2012, une nouvelle solution est à l'étude pour pallier aux dépassements ponctuels de la norme par un procédé de réalimentation de nappe par géofiltration. Cette solution consiste à prélever de l'eau dans la nappe d'accompagnement de l'Yonne qui est moins chargée en nitrates, et de la réinfiltrer à proximité du champ captant dans une gravière existante en relation avec la nappe des calcaires.

Si la baisse des risques de non potabilité par ces mesures palliatives supprime le caractère d'urgence de la situation, l'option préventive demeure prioritaire aux yeux des élus. C'est pourquoi aujourd'hui, pour poursuivre cette démarche concertée préventive et éviter une dégradation des relations de solidarité ville-campagne établies, l'Association a réuni le Comité Scientifique (pour la troisième fois depuis le début des actions) afin d'identifier les causes de l'absence de résultats probants aux captages (Fig. 7-2).



**Figure 7-2 :** Evolution de la teneur en nitrates au captage de la Plaine du Saulce (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).

### Les dates clés

**1977** : La ville d'Auxerre décide de sécuriser son approvisionnement en eau potable en créant le champ captant de la Plaine du Saulce. Deux ouvrages sont réalisés dans la Plaine alluviale de l'Yonne, à 18 m et 20 m de profondeur pour capter les calcaires fissurés du Kimméridgien inférieur.

**De 1983 à 1993** : Début du suivi de la qualité des eaux et observation d'une hausse des teneurs en nitrates.

**1994** : Pic hivernal en nitrates maximal de 70mg/l. Début des débats au sein de la collectivité Auxerroise pour décider de la stratégie d'action à adopter entre la construction d'une usine de traitement, la « sanctuarisation » du captage, ou un accompagnement dans la modification des pratiques agricoles.

**1997** : Premières études de délimitation du bassin d'alimentation de captage.

**1998** : Création de l'Association pour la qualité de l'eau potable de la Plaine du Saulce.

**De 1999 à 2001** : Réalisation d'un diagnostic de territoire et élaboration d'un programme d'actions.

**2002** : Mise en œuvre d'actions au travers d'outils contractuels :

- Contrat rural comportant trois volets relatifs à l'origine des pollutions : Collectivités, Artisanat et industrie, et Agriculture, pour une durée de 4 ans, et 1 an de prolongation. Création du Syndicat Mixte du Saulce regroupant les communes du BAC pour gérer le volet « collectivités ». Le volet agricole du contrat intègre de nombreux outils : conseils en fertilisation et gestion de l'interculture, CIPAN, dispositifs enherbés, remise en herbe de terres arables, contrôle des pulvérisateurs et plateforme de remplissage, bacs de rétention ...

- Activation des Contrats territoriaux d'exploitation (CTE) « Plaine du Saulce » pour une durée de 5 ans. Sont alors proposées des aides à l'investissement en matériel, outils informatiques, outils de sécurisation des pollutions accidentelles (aires de rétention, local phyto ...), ainsi que des aides à l'amélioration des pratiques par le biais de Mesures agro-environnementales.

**2006** : Réunion du Comité Scientifique pour évaluer la pertinence des actions menées et orienter le programme d'actions de l'association.

**De 2008 à 2011** : Programme de développement rural et Hexagonal. Ouverture des MAET « herbe » pour les vergers et grandes cultures, « agriculture biologique » pour les vergers, vignes et grandes cultures, et « réduction intrants » (120 uN et/ou IFT herbicides – 30% ou -40% et/ou IFT hors herbicides -50%).

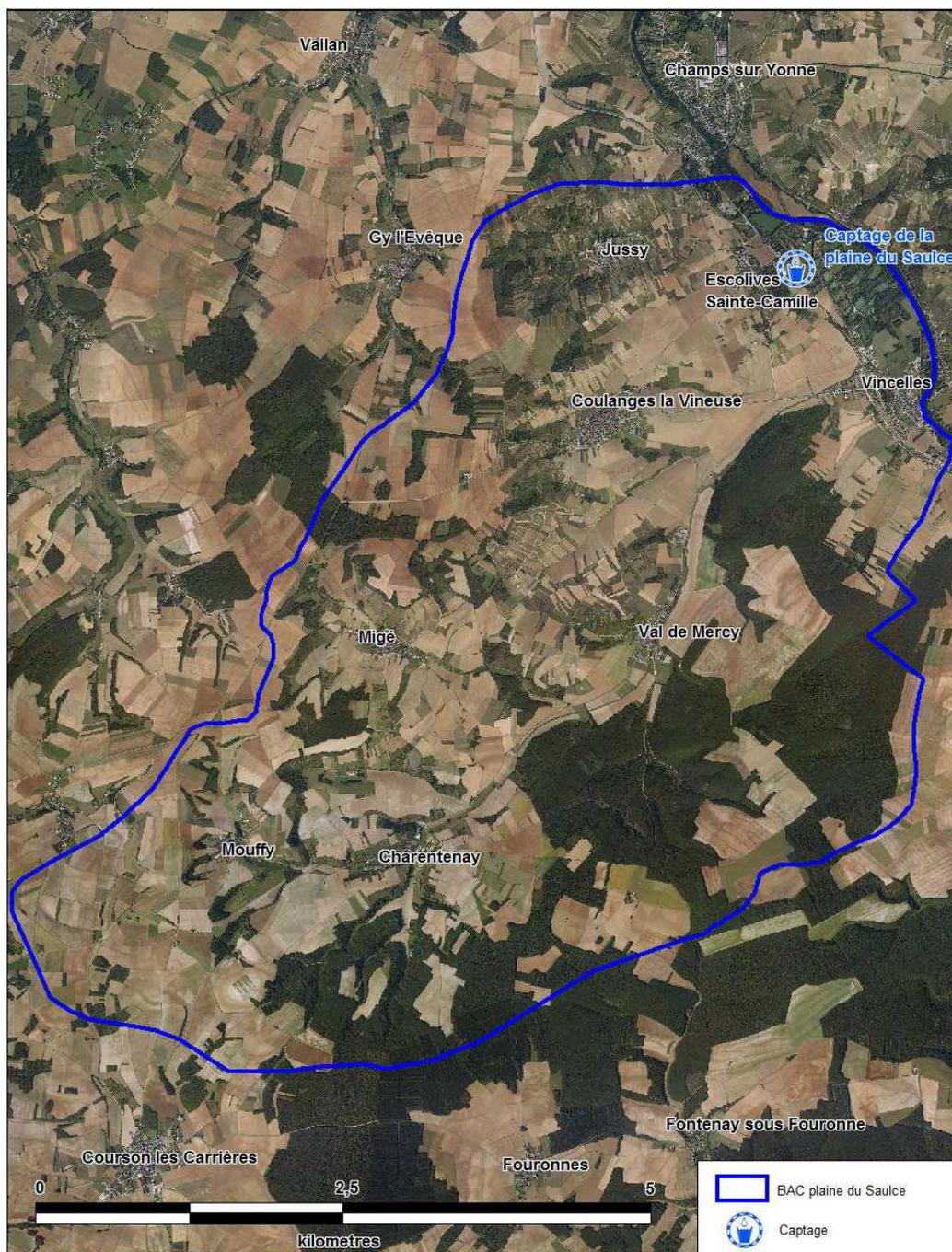
**De 2009 à 2013** : Renouvellement du contrat rural en contrat global pour la protection des captages de la Plaine du Saulce, de la Plaine des Isles et des Boisseaux.

**2011** : Arrêté préfectoral fixant le programme d'actions à mettre en œuvre dans la zone de protection de l'aire d'alimentation des captages d'eau potable de la Plaine du Saulce et visant la restauration de la qualité de la ressource.

**2012** : - 2 réunions du Comité Scientifique pour réévaluer la pertinence des actions menées et comprendre l'absence de résultats probants au captage.

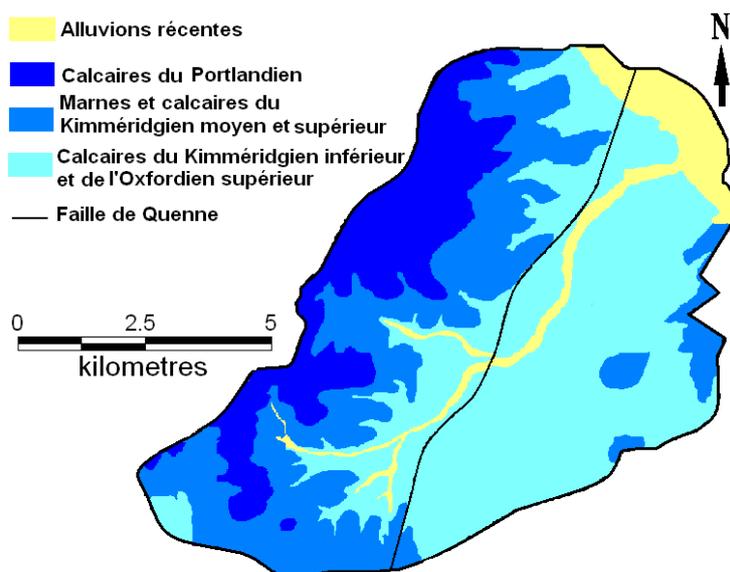
- Projet de la Lyonnaise des eaux de réalimentation de la nappe par géofiltration pour garantir une eau 100 % conforme au robinet.

## 1.2 Caractéristiques géographiques du BAC de la Plaine du Saulce



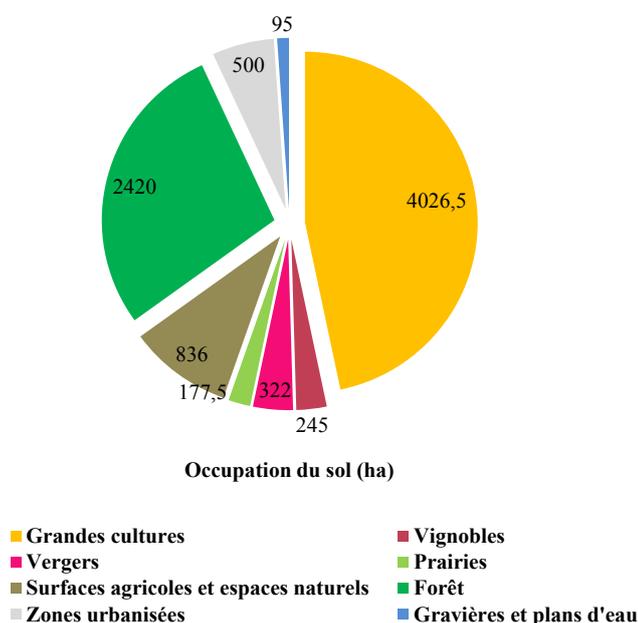
**Figure 7-3 :** *Limites du bassin d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce et localisation des puits (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).*

Les puits du champ captant de la Plaine du Saulce sont situés sur la commune d'Escolives-Sainte-Camille, à environ 10 km au sud d'Auxerre, en rive gauche de l'Yonne. Ce secteur abrite la nappe des calcaires du kimméridgien inférieur (Fig. 7-4) exploitée par de nombreux forages desservant la plupart des communes alentours.



**Figure 7-4 :** Carte Géologique « simplifiée du BAC de la Plaine du Saulce (source : Obert, 2011).

Le BAC couvre une surface de 86 km<sup>2</sup> (Fig. 7-3) principalement dédiée à l'activité agricole et en particulier aux grandes cultures (Fig. 7-5).



**Figure 7-5 :** Occupation du sol du BAC de la Plaine du Saulce.

En 2011, 75 exploitations possédant tout ou partie de leurs parcelles dans le BAC étaient recensées (déclarants PAC). 45 de ces exploitations cultivent des grandes cultures, avec un assolement majoritairement composé de colza, blé, et orge. Les autres exploitations sont spécialisées, en viticulture pour 20 d'entre-elles, sous l'appellation Coulanges la Vineuse essentiellement, et en arboricultures pour les 10 restantes, principalement en cerises de bouche.

Chapitre 7. Acteurs et enjeux de reconquête de la qualité de l'eau de la Plaine du Saulce

La pollution aux nitrates observée est caractéristique de cette occupation du sol dominée par des grandes cultures sur des sols filtrants (Fig. 7-6).

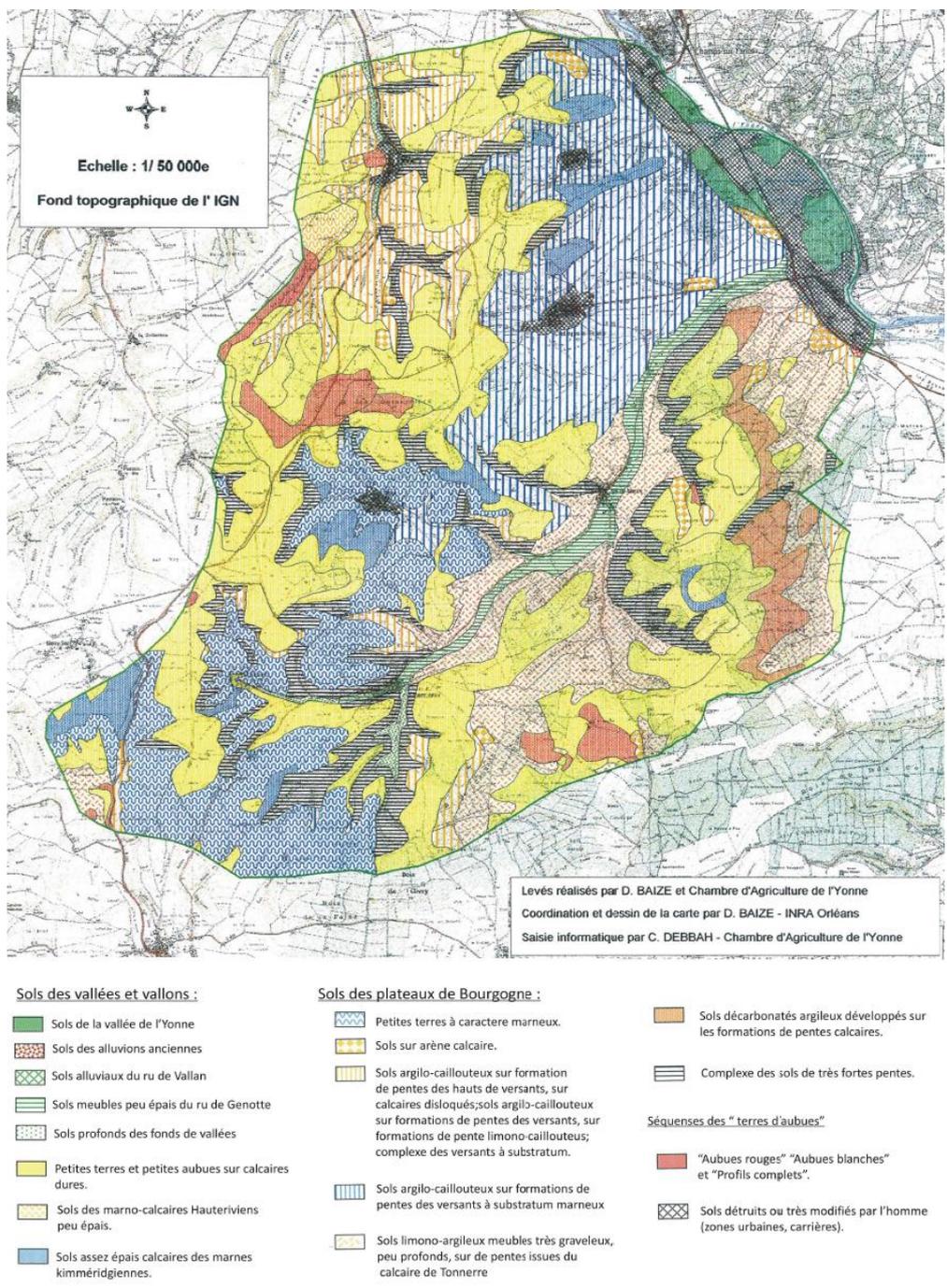
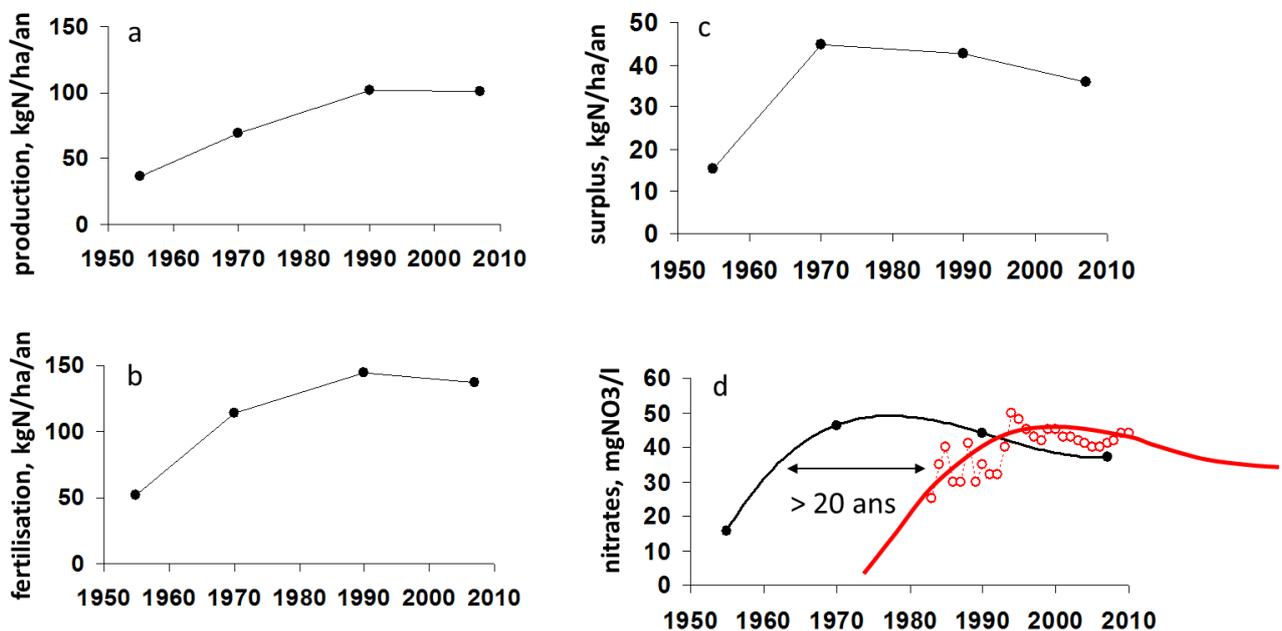


Figure 7-6 : Carte des sols du BAC de la Plaine du Saulce (source : Sciences Environnement, 2010).

## 2. Inertie hydrogéologique des captages de la Plaine du Saulce

### 2.1 Lier l'évolution des pratiques agricoles et de la contamination nitrique

L'analyse à long terme de l'évolution de l'agriculture dans le département de l'Yonne (sur base des statistiques agricoles, Agreste) permet de montrer que le surplus de fertilisation azotée par rapport à l'exportation par la récolte s'est brutalement accru au cours des années 1960, pour se stabiliser ensuite (Fig. 7-7).



**Figure 7-7 :** Evolution de la production (récolte) en azote (a), et de la fertilisation totale (engrais minéraux et organiques, retombées atmosphériques et fixation symbiotique) des terres arables du département de l'Yonne depuis 1950 (données Agreste) (b) Calcul du surplus azoté (Fertilisation – production) (c). Calcul de la concentration résultante en nitrates (compte tenu d'une lame d'eau infiltrée de 250 mm/an) et comparaison avec la chronique à long terme de la contamination nitrique de fond des captages de la Plaine du Saulce (d).

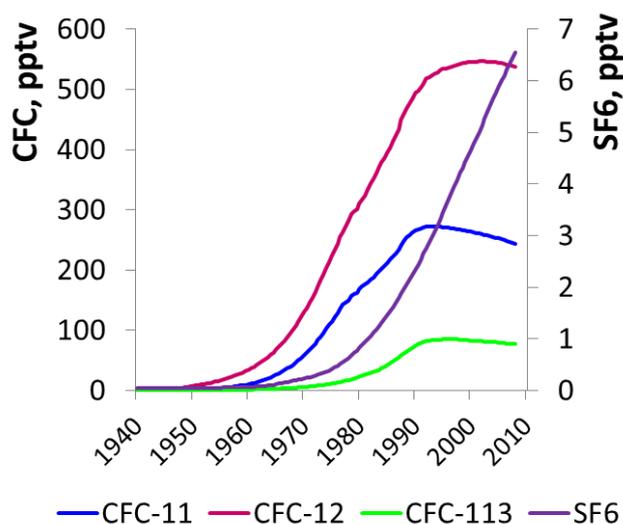
Si l'on postule que c'est cet accroissement du surplus agricole (voir plus loin) qui est à l'origine de la pollution de fond de l'hydrosystème, la comparaison avec la chronique de la contamination nitrique des captages de la Plaine du Saulce suggère un temps de réponse de l'ordre de 20 ans (Fig. 7-7c).

Pour confirmer et préciser cette conclusion, des prélèvements pour datation ont été effectués en septembre et février 2012. Via l'âge de l'eau, il s'agit de dater la pollution de la nappe par les nitrates et d'estimer le délai existant entre un changement de pratiques et un changement réel sur la qualité de l'eau compte tenu du temps de réaction de l'aquifère.

## 2.2 Datation des eaux par traceurs atmosphériques

L'âge de l'eau souterraine correspond au temps de résidence de l'eau dans l'aquifère entre son point d'infiltration jusqu'à son exutoire naturel ou son point de prélèvement. En s'infiltrant dans le sous-sol, la mise à l'équilibre de l'eau avec l'atmosphère lui confère une signature chimique directement liée à la composition de l'atmosphère qu'elle conserve tout au long de son trajet.

La connaissance de l'évolution des concentrations dans l'atmosphère en chlorofluorocarbones ou Fréons (CFCs) et en hexafluorure de soufre (SF6) en fait d'excellents traceurs des eaux infiltrées après les années 1950. Il s'agit de gaz anthropiques dont la production a débutée au milieu du XXème siècle. En lien avec leur production par l'industrie et leur utilisation comme réfrigérants (CFC-12), solvants (CFC-113), ou gaz propulseur (CFC-11), les concentrations atmosphériques en CFCs n'ont cessé de croître jusqu'au milieu des années 1990 où des restrictions de fabrication sont entrées en vigueur par le protocole de Montréal (en raison de l'effet destructeur de ces composés sur la couche d'ozone). La concentration en hexafluorure de soufre utilisé comme isolant électrique continue aujourd'hui de croître.

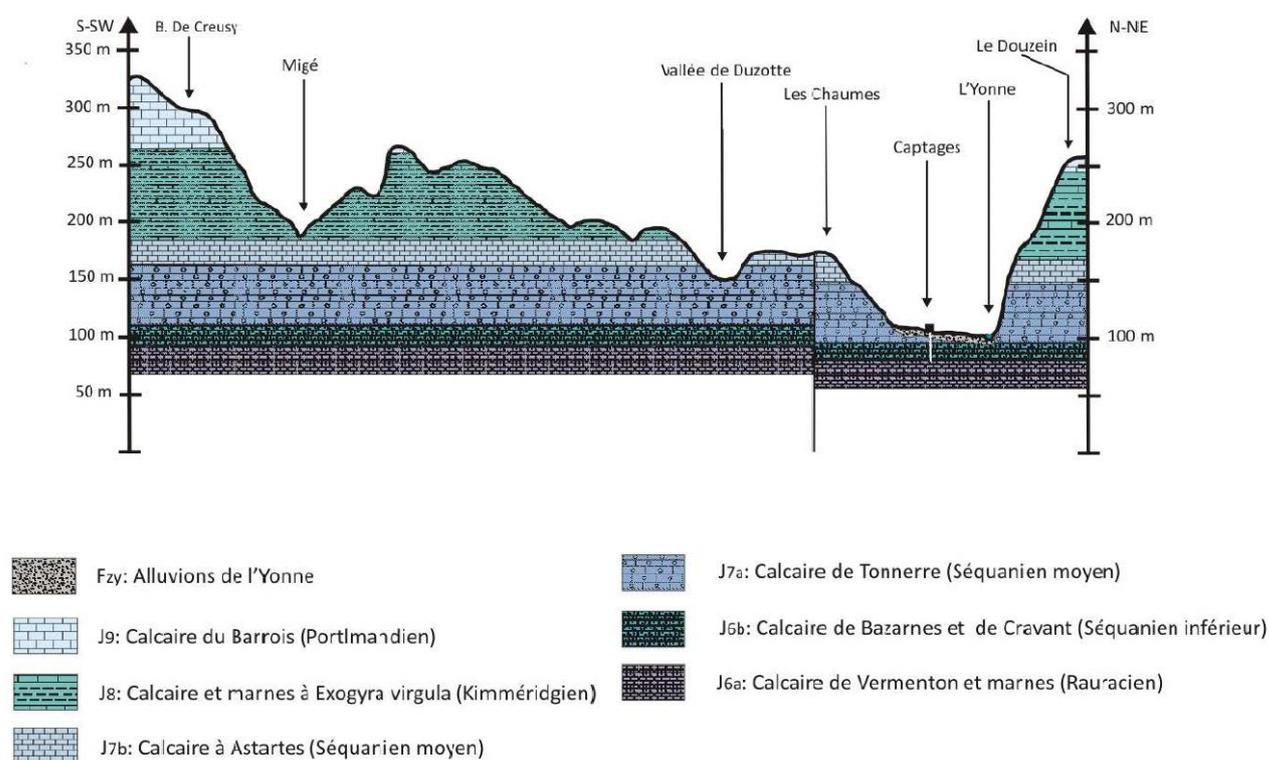


**Figure 7-8 :** Evolution des concentrations en CFCs et SF6 dans l'atmosphère (d'après les données de l'USGS)

La principale difficulté d'analyse de ces composés vient de leur très faible concentration, de l'ordre de la picomole ( $10^{-12}$ ) par litre d'eau. Cela impose des conditions de prélèvement et de stockage des eaux souterraines échantillonnées sans aucun contact atmosphérique et nécessite l'utilisation d'un matériel analytique de pointe avec des limites de détection très faibles (système de « Purge and Trap » puis analyse par chromatographie en phase gazeuse (Vergnaud-Ayraud et al., 2008). Ces analyses ont été effectuées à l'OSUR de Rennes, plateforme CONDATE.

La détermination de l'âge moyen apparent d'une eau est le résultat de l'interprétation des analyses de chimiques de datation au travers de modèles de circulation des eaux souterraines. Pour chaque traceur analysé (CFC-11, CFC-12, CFC-113, et SF6), la concentration atmosphérique équivalente est estimée à partir de l'équation de solubilité. Cela permet d'accéder à une date de recharge apparente. Les résultats pour les quatre traceurs ne sont pas nécessairement concordants. Il peut exister des décalages liés aux différents modèles de circulation des eaux souterraines. C'est notamment le cas lorsque l'échantillon peut représenter des contributions composites, avec chacune un temps de résidence propre. La mesure renvoie alors à un âge apparent du mélange. Pour connaître les conditions de mélange, ou pour discriminer entre plusieurs modèles permettant d'expliquer les données de datation, une expertise hydrogéologique est nécessaire.

L'hydrogéologie du secteur du champ captant de la plaine du Saulce est assez bien détaillée (Horizons, 1997 ; BRGM, 2010; Sciences Environnement, 2010).



**Figure 7-9 :** Coupe géologique schématique du secteur d'études (Sciences Environnement, 2010).

Les ouvrages sollicitent la ressource contenue dans l'aquifère des calcaires du Séquanien. Le mur de l'aquifère est constitué des marnes de Fontenay et des calcaires marneux de Vermenton. Il s'agit d'une nappe semi-captive, le toit étant constitué d'un niveau argileux sous alluvionnaire. Les puits P1 et P2 font respectivement 20 m et 18 m de profondeur. Ils traversent les alluvions sur 3,80 m et 3,20 m avant d'atteindre les calcaires gris attribuables

aux faciès de Tonnerre. Par endroits le substratum marneux des alluvions présente des discontinuités, et rend possible une connexion hydraulique entre la nappe des alluvions et l'aquifère des calcaires du Jurassique supérieur.

Les eaux calcaires jurassiques exploitées sont nettement marquées par les pratiques agricoles, ce qui se traduit par de fortes teneurs en nitrates, en moyenne très au-dessus du niveau guide européen ( $25\text{mgNO}_3/\text{l}$ ) et proches de la norme réglementaire de  $50\text{mgNO}_3/\text{l}$ . Ces teneurs augmentent depuis le début des mesures en 1983 et atteignent en 1994 les  $70\text{mg/l}$  sur P1 et plus de  $60\text{mg/l}$  sur P2. Il y a une périodicité annuelle dans les pics de concentration, très probablement en lien avec la recharge automne-hiver de l'aquifère mobilisant le stock de nitrates disponible dans la zone non saturée.

La courbe enveloppe des minimums des concentrations en nitrates aux captages P1 et P2 augmente elle aussi. L'augmentation régulière de cette concentration de base, de ce bruit de fond, traduit la recharge en nitrates du réservoir aquifère chaque hiver par les pluies efficaces, et ne reflète pas directement le lessivage des apports de fertilisants de la saison précédente. L'évolution des teneurs en nitrates aux captages est étroitement liée au temps de vidange de l'aquifère, que l'on tente d'appréhender ici via les mesures de datation.

Les échantillons ont été prélevés aux captages à la fois en période de basses eaux les 14/09/12 et 21/09/12 et de hautes eaux, le 08/02/12.

En période de basses eaux, les résultats bruts de l'analyse de datation des eaux peuvent être expliqués simplement dans un modèle de circulation de type piston. On assimile alors l'aquifère à un tuyau dont la recharge de l'année en cours expulse du système l'eau située en fin de circuit. Dans ce modèle, l'ensemble des traceurs indique la même date de recharge. Aux incertitudes de mesures près ( $\pm 3$  ans), on obtient sur P1 au 14/09/2012 et sur P2 au 21/09/2012 un âge moyen de 25 ans. Ce système implique qu'une évolution dans les concentrations en nitrates sous-racinaires infiltrées, se répercute en sortie aux points de prélèvement avec un délai d'environ 25 ans. Au puits P1, aucun autre modèle d'écoulement n'admet de solution analytique pour expliquer les résultats des mesures. En revanche, au puits P2, les mesures peuvent également être expliquées selon une hypothèse de mélange binaire entre des eaux âgées de 25 ans et 20 à 40 % d'eaux récentes (0-5ans). Cela pourrait correspondre à un mélange à deux composantes entre les eaux du kimméridgien inférieur ayant enregistré les pratiques agricoles d'il y a 25 ans et la nappe des alluvions alimentés par les coteaux proches et en lien avec l'Yonne. Bien que les deux forages soient rendus étanches au droit des alluvions par l'équipement de l'ouvrage (tubage et cimentation), la bibliographie fait état d'observations de terrain qui montrent une liaison directe des alluvions de l'Yonne avec les calcaires. P2 bénéficierait d'une plus grande dilution par la nappe des alluvions. Cela est en cohérence avec les paramètres physico-chimiques relevés lors des prélèvements pour datation et notamment l'alcalinité [ $186\text{mg}(\text{HCO}_3^-)/\text{l}$  pour P2 et  $218\text{mg}(\text{HCO}_3^-)/\text{l}$  pour P1].

Les échantillons prélevés en février en période de hautes eaux viennent confirmer cette hypothèse de mélange. Seules des solutions de type « mélange binaire » entre des eaux âgées de 25 ans avec 60-65 % d'eaux récentes (0-5ans) sont admises pour expliquer les

concentrations observées dans les deux puits. Ces eaux récentes peuvent en partie provenir des alluvions de l'Yonne (faible concentration en nitrates), mais probablement majoritairement d'écoulement de sub-surface et/ou de la mise en charge de conduits karstiques du fait des concentrations nitriques élevées mesurées.

En 1997 une étude hydrodynamique menée par le bureau d'étude HORIZON (rapport Q6102) visant à préciser l'origine des flux pompés a montré que pour un prélèvement de 7000 m<sup>3</sup>/j, toute l'eau prélevée proviendrait du bassin d'alimentation calcaire alors que pour 14 000 m<sup>3</sup>/j l'aquifère alluvial pourrait être sollicité à hauteur de 25 à 30 % (en période d'étiage). Cette possibilité de communication avec les alluvions de l'Yonne, justifie aujourd'hui un projet de la Lyonnaise des Eaux de réalimentation artificielle de nappe par géofiltration ; procédé palliatif permettant de diminuer les concentrations nitriques par dilution et dénitrification sur berges.

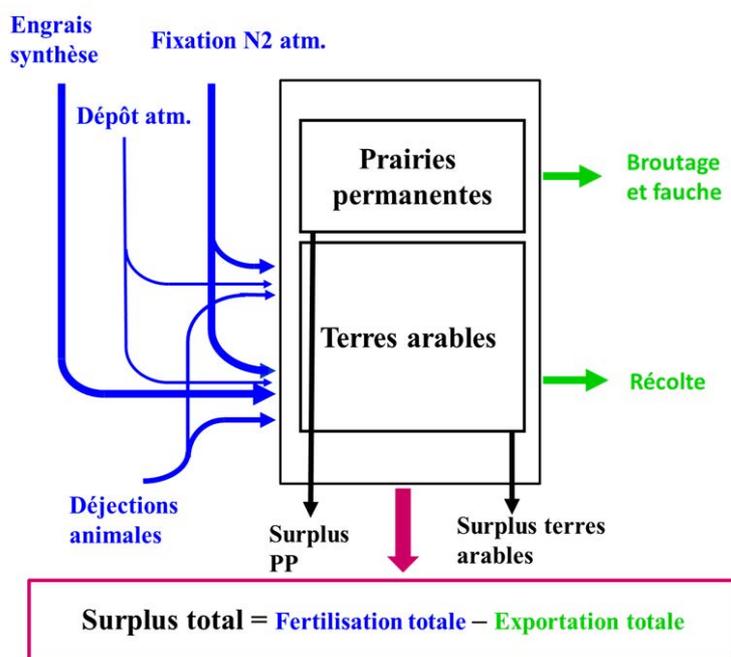
Les analyses de datation des eaux par dosage des gaz atmosphériques CFCs et SF<sub>6</sub>, inscrites dans une vision générale du système hydrogéologique, ont permis de révéler un âge moyen apparent des eaux prélevées dans les calcaires de Tonnerre d'environ 25 ans. Ce résultat corrobore les estimations sur le temps de réponse de l'aquifère faites à partir de l'analyse à long terme de l'évolution de l'agriculture dans le département de l'Yonne. Pour un surplus maximum généré au début des années 1970, on enregistre aux captages des pics de concentrations en 1994, soit effectivement un temps de transfert d'environ 25 ans.

Au moins deux décennies sont donc nécessaires pour que soient répercutés nettement sur le niveau de base de la contamination azotée les effets d'actions engagées sur le bassin d'alimentation de captage. Ce temps de latence impose de débiter dès à présent des actions fortes, au travers de scénarii d'évolutions des pratiques qui s'inscrivent dans une réflexion de longue durée plutôt que de multiplier des mesures avec des impacts faibles ou incertains.

La correspondance entre les deux approches explorées ici pour évaluer l'inertie du système aquifère rend compte de la pertinence du recours à la notion de surplus via la méthode du bilan de surface pour appréhender simplement l'efficacité d'une action et en conséquence l'évolution possible de la contamination nitrique de fond aux captages.

### **3. Analyse des pratiques agricoles récentes et des préconisations réglementaires**

Une des manières d'appréhender les pertes environnementales d'azote par l'agriculture consiste à évaluer le surplus des apports d'azote au sol (par les engrais de synthèse et les produits résiduels organiques, la fixation symbiotique et le dépôt atmosphérique) par rapport à l'exportation d'azote par la récolte (Oenema et al., 2003; Beek et al., 2003; de Vries et al., 2011). Cette évaluation intégrée sur la durée d'une rotation permet de prendre en compte les transferts de fertilité d'une culture à l'autre.



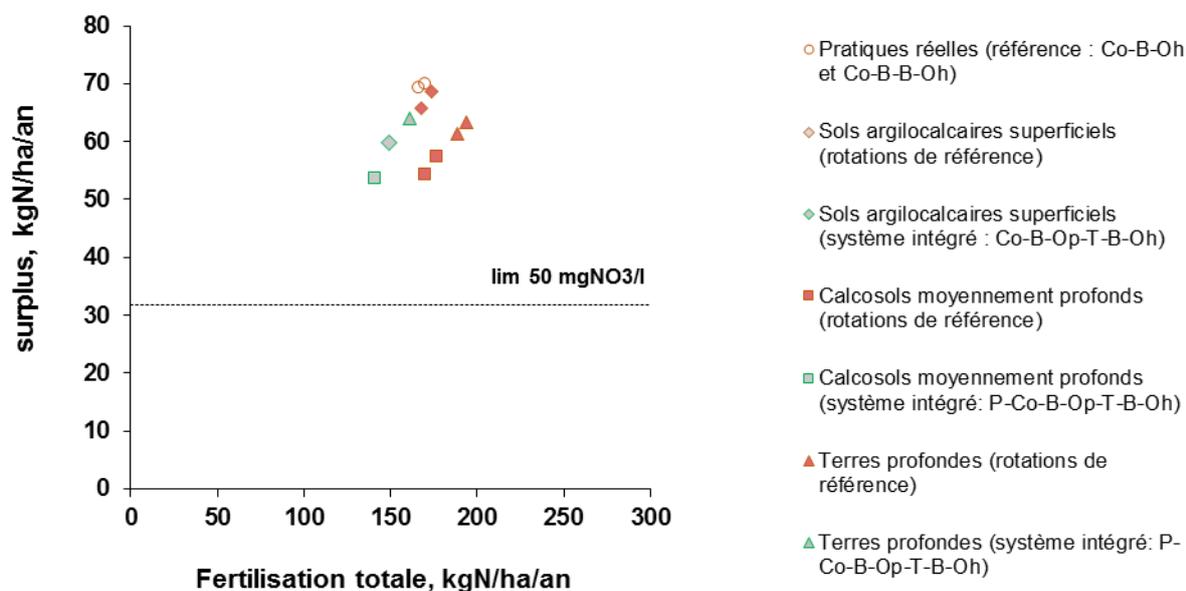
**Figure 7-10 :** *Eléments du bilan azoté des sols (SSB, Soil Surface Balance).*

Un grand nombre d'études expérimentales montrent que, dans le cas des terres arables, le devenir principal de ce surplus est le lessivage vers l'hydrosystème. On peut estimer la fraction lixiviable du surplus en caractérisant la couverture automnale des sols au travers d'un indice de couverture automnale des sols ICA (cf. chapitre 4). La fraction non lixiviée du surplus est volatilisée ou dénitrifiée vers l'atmosphère ou encore accumulée dans le stock de matière organique du sol. Dans les systèmes herbagers, une fraction importante des excédents d'azote est retenue et vient accroître le pool organique des sols.

La méthode du calcul du surplus azoté intégré sur les principales rotations pratiquées ou préconisées permet d'estimer le risque de contamination nitrique des eaux infiltrées (et par suite des eaux souterraines) qui leur est associé.

### 3.1 Fertilisation raisonnée : pratiques réelles et idéales

A partir de l'enregistrement des pratiques 2009 de 8 agriculteurs exploitant 40 % du BAC, 2 rotations type ont identifiées (Chapotin, 2010): CO-B-Oh et Co-B-B-Oh. Il est possible d'évaluer le surplus auquel donnent lieu ces rotations en se reportant aux doses d'azote moyennes apportées sur ces différentes cultures entre 2006 et 2010 (Fig.7-11).



**Figure 7-11 :** Relation entre le surplus et la fertilisation totale pour les rotations principales pratiquées et les systèmes intégrés et avec une gestion équilibrée de la fertilisation.

En considérant une lame d'eau infiltrée moyenne sur la zone de 225 mm/an et la lixiviation de 80 % du surplus (ICA = 0,2 pour une rotation Co-B-Oh), alors la norme de potabilité de 50 mgNO<sub>3</sub>/l, n'est atteinte que pour un surplus inférieur à 32 kgN/ha/an. Or les pratiques réelles enregistrées engendrent un surplus moyen de 69,5 kgN/ha/an, plus de deux fois supérieure à cette limite.

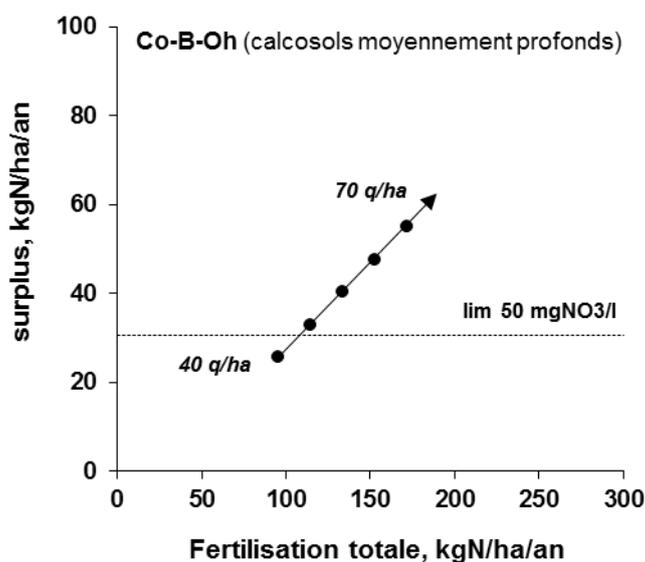
Nous avons d'autre part appliqué à ces deux rotations de référence les préconisations de fertilisation raisonnée selon la méthode du bilan d'azote inorganique établie par le COMIFER ([www.comifer.asso.fr/](http://www.comifer.asso.fr/)) à partir des références du Groupe Régional d'Expertise Nitrates Bourgogne. Ces préconisations sont établies en fonction d'un objectif de rendement afin d'assurer l'équilibre des fournitures d'azote par rapport aux besoins des cultures pendant leur cycle de production. On obtient des surplus à peine inférieurs à ceux des pratiques observées, en moyenne 67,5 kgN/ha/an. On vérifie ainsi que l'agriculture pratiquée sur la zone est déjà raisonnée, sans que pour autant les flux sous-racinaires ne soient compatibles avec la norme de potabilité.

Afin d'envisager les impacts d'un changement de pratiques à l'échelle du BAC, Chapotin propose deux rotations basées sur les principes de l'agriculture intégrée, sur les trois grands types de sols présents. On remarque que ces rotations, bien que plus longues et relativement diversifiées, intègrent peu de légumineuses, qui permettraient pourtant de réduire les apports azotés de synthèse.

En appliquant la méthode du bilan de surface pour ces deux rotations, selon les préconisations de fertilisation raisonnée de la méthode COMIFER, on ne note aucune amélioration significative par rapport aux deux rotations de référence. Ainsi si la diversification des assolements présente de nombreux intérêts, tant en termes de résilience économique que de

bénéfiques environnementaux, en particulier concernant la réduction de l'usage des produits phytosanitaires, elle n'est pas une condition suffisante à la réduction du lessivage des nitrates. Pour toutes les rotations, les préconisations de fertilisation raisonnée conduisent à des surplus azotés supérieurs à ceux qui permettraient la production d'une eau sous-racinaire avec une teneur en nitrates conforme à la norme de potabilité.

On remarque enfin que le surplus est influencé par le type de sol mais surtout par l'objectif de rendement (Fig. 7-12). On illustre ainsi sur une des rotations de référence (Co-B-Oh) que malgré l'équilibre de fertilisation, les pertes environnementales d'azote s'accroissent grandement en fonction de la valeur assignée à l'objectif de rendement. Si l'on suit ces préconisations de raisonnement de la fertilisation, la norme de potabilité ne serait atteinte que pour un rendement en blé compris entre 40 qx/ha et 50 qx/ha. Il est à noter que c'est là l'ordre de grandeur des rendements attendus en agriculture biologique.



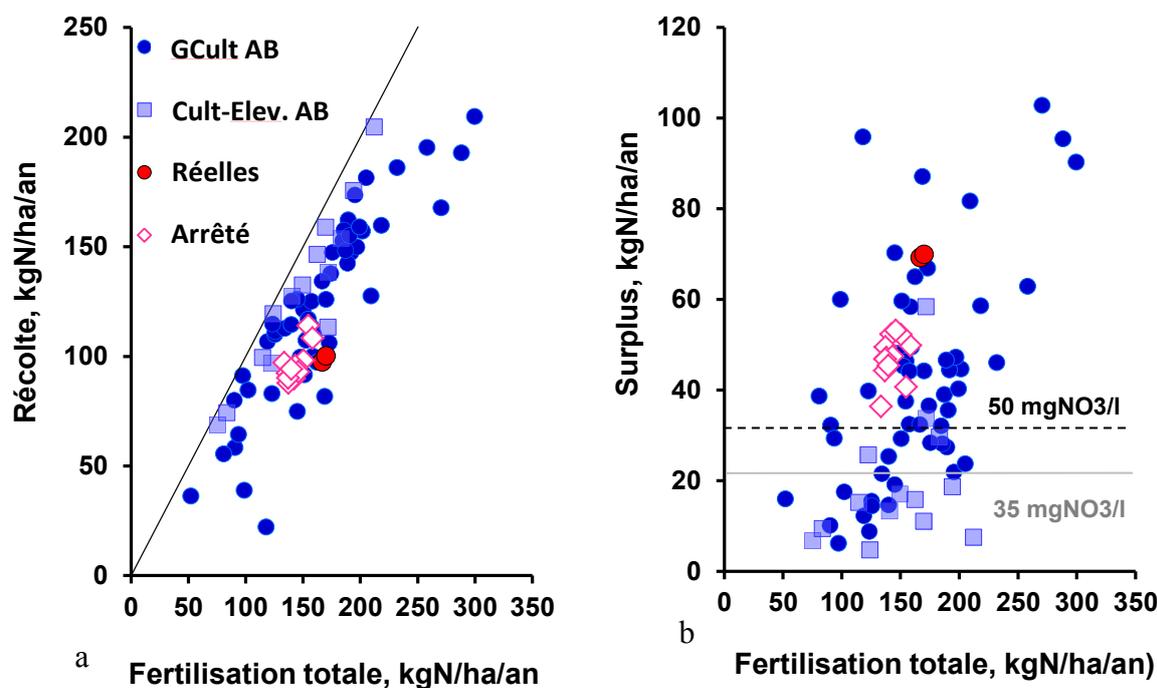
**Figure 7-12 :** Relation entre le surplus et la fertilisation totale dans le cas d'une rotation de référence Colza-Blé-Oh supposée conduite selon les préconisations du COMIFER pour des objectifs de rendement variables.

### 3.2 Gestion de la fertilisation dans l'arrêté préfectoral

Sur la Plaine du Saulce, un arrêté préfectoral « captage Grenelle » est en vigueur depuis le 27 juin 2011. Il fixe le programme d'actions à mettre en œuvre dans la zone de protection de l'aire d'alimentation des captages. Il y est explicitement considéré qu'il faut « modifier les pratiques agricoles afin de parvenir à une réduction des concentrations en nitrates ». Pour ce faire, il définit les actions agricoles à mettre en œuvre pour l'exploitation des terres. Des mesures très fortes de couverture des sols à proximité immédiate des captages sont imposées, à savoir la mise en herbe des parcelles ou la présence de cultures sans utilisation de molécules de synthèse. Sur le reste des surfaces, le texte préconise une diversification des cultures par un

allongement des rotations culturales sur un minimum de 5 ans, avec au moins 4 cultures différentes (l'une d'entre elles choisie « moins exigeante » en intrants), et prévoit des mesures de gestion des intrants. Ainsi, la fertilisation y est raisonnée selon des objectifs de rendement maximaux, classés par types de cultures, précédent cultural et par types de sols majoritaires de l'îlot. La somme des apports azotés totaux doit respecter des doses plafonds inscrites dans le texte.

Dans le cadre d'un renforcement réglementaire, il convient d'être très vigilant quant aux choix opérés. Pour évaluer sur le long terme l'efficacité de ces choix, nous avons appliqué la méthode du SSB, sur la rotation diversifiée de 6 ans (Co-B-Op-T-B-Oh) proposée précédemment, dans le respect des objectifs de rendements et doses plafonds associées (Tableau 7-1 ; Fig. 7-13). On se place dans l'hypothèse de réalisation des objectifs de rendements. On ne considère donc pas le cas d'une sur-fertilisation liée à la non réalisation de l'objectif de rendement.



**Figure 7-13 :** Relation entre la fertilisation totale et l'exportation par la récolte (a) ou le surplus azoté (b) pour une rotation intégrée préconisée sur le BAC (selon les références techniques de l'arrêté préfectoral) « arrêté » et pour les rotations de références « réelles » en comparaison des performances moyennes atteintes en grandes cultures « GCult AB » et polyculture élevage « Cult-Elev. AB » biologique dans le Nord de la France. Les limites de potabilité (ligne tiretée) et de qualité (ligne continue) des eaux infiltrées sont indiquées.

On note premièrement une réduction encourageante de la fertilisation totale apportée par rapport aux pratiques observées sur les rotations de référence Co-B-Oh et Co-B-B-Oh, et une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote. En conséquence, les surplus sont réduits. Les

références techniques figurant dans l'arrêté préfectoral sont légèrement plus contraignantes que les préconisations de fertilisation raisonnée établies par le COMIFER, de par des objectifs de rendements abaissés par rapport aux moyennes départementales.

Cependant, les préconisations de gestion de la fertilisation inscrites dans l'arrêté préfectoral conduisent en moyenne à un surplus de 47 kgN/ha/an sur la rotation dite intégrée, soit un surplus environ 20 % plus élevé que celui qui permettrait de respecter la norme de 50 mgNO<sub>3</sub>/l. Ajoutons, à cela que les objectifs fixés dans l'arrêté sont plus ambitieux que le simple respect de non dépassement de la norme de potabilité, puisqu'il s'agit d'atteindre en moyenne un taux de nitrates inférieur à 35 mgNO<sub>3</sub>/l (ce qui correspondrait à un surplus de 22 kgN/ha/an à ne pas dépasser). Dans ce cadre, il semble impératif de réduire la fertilisation totale en ne limitant pas le bilan à la période de culture et/ou de revoir à la baisse les objectifs de rendements.

Précisons que ces conclusions, exprimées en termes de surplus azoté, sont indépendantes de la gestion des périodes d'interculture, celles-ci étant neutres dans le bilan du SSB (sauf en cas d'exportation de la culture intermédiaire, ou d'utilisation d'un couvert riche en légumineuses). Il n'est plus à démontrer que la gestion des apports azotés gagne à être associée à l'implantation systématique d'intercultures en évitant les sols nus en période de lessivage (comme il en est fait état dans l'arrêté préfectoral). En effet, les cultures intermédiaires permettent de séquestrer l'azote minéral dans le pool de matière organique du sol et ainsi de soustraire une partie du surplus à la lixiviation. Cependant, l'accroissement du stock d'azote organique du sol conduit à terme à un accroissement de la minéralisation. De sorte qu'il en résulte un accroissement du lessivage en l'absence d'une baisse de fertilisation conséquente (Constantin et al., 2010). Si la mise en place de CIPAN produit rapidement des effets visibles positifs, elle ne saurait à terme suffire à corriger les excédents induits par une fertilisation excessive.

**Tableau 7-1 :** Calcul du surplus azoté pour la rotation intégrée Co-B-Op-T-B-Oh par types de sols, selon les objectifs de rendement et les références techniques de l'arrêté préfectoral.

Types de Sols	Export kgN/ha/an	Fertilisation kgN/ha/an	Surplus kgN/ha/an
UTS 4	114	155	41
UTS 142	97	133	36
UTS 155	108	158	50
UTS166	92	137	44
UTS 175	90	142	52
UTS 192	88	137	49
UTS 193	98	150	52
UTS 194	91	138	47
UTS 196	96	143	47
UTS 202	93	146	53
UTS 203	90	137	47
UTS 204	94	140	45

Cette analyse montre qu'aucune des pratiques réelles ou préconisées ne permet d'assurer la production d'une eau sous-racinaire satisfaisant aux exigences de potabilité en termes de contamination nitrique. Ainsi, si l'incitation au respect d'une gestion équilibrée de la fertilisation sur tout le territoire est une condition nécessaire pour minimiser les pertes d'azote par lixiviation, elle n'est pas une condition suffisante pour atteindre les objectifs fixés dans l'arrêté. Même si les prescriptions de l'arrêté préfectoral ne constituent pas un « droit à épandre » mais un plafond, on peut s'interroger sur la pertinence environnementale de ce plafond. Le choix des mesures à mettre en œuvre doit être conçu dans un souci d'efficacité, et ne doit en aucun cas être le résultat d'un compromis, surtout lorsque ces choix ont une visée réglementaire, au risque de niveler par le bas dès le départ les objectifs environnementaux. Plutôt que de raisonner sur des objectifs de rendements associés à des doses plafonds, il paraîtrait plus judicieux de caler la recherche des objectifs sur les pratiques agricoles plus vertueuses (comme l'agriculture biologique).

Le renforcement de l'efficacité du programme d'actions pour résoudre le problème de la contamination nitrique devra passer par une remise en cause profonde du modèle agricole actuel et des objectifs de rendements croissants qu'il implique.

#### **4. Propositions pour une agriculture compatible avec la production d'eau potable dans la Plaine du Saulce**

Nous avons montré précédemment que la généralisation des pratiques de l'agriculture raisonnée et des cultures intermédiaires pièges à azote, permettrait au mieux de stabiliser à son niveau actuel la contamination nitrique. Afin de pouvoir concilier production alimentaire et production d'eau potable dans la Plaine du Saulce, on ne peut qu'envisager un tournant radical par rapport aux orientations actuelles de la céréaliculture intensive.

##### **4.1 Spécificités et évolution de l'agriculture en région Bourgogne**

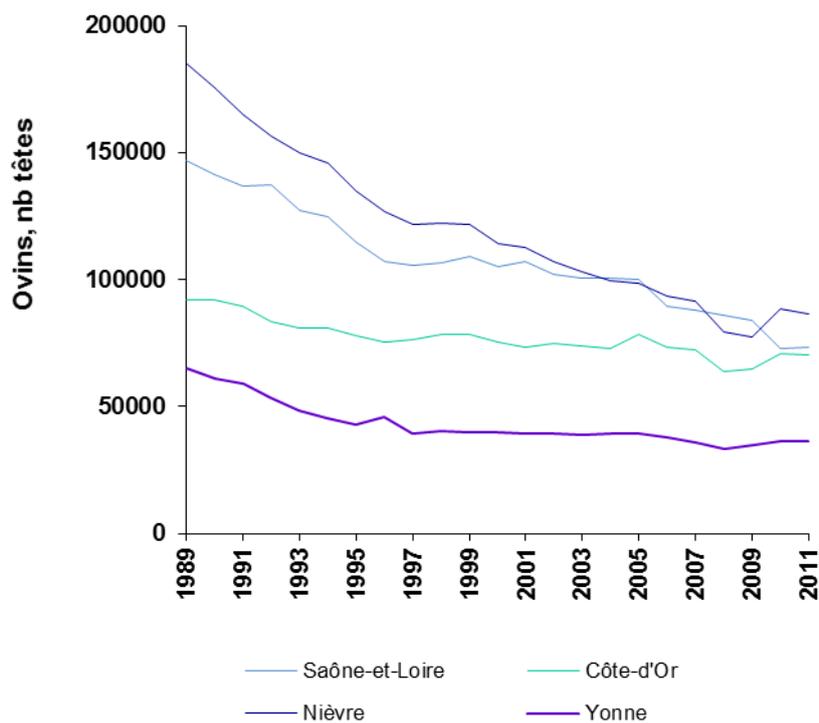
Les pratiques recensées sur la Plaine du Saulce, et plus largement sur le département de l'Yonne (département le plus céréalier de la région Bourgogne) sont emblématiques de l'évolution de l'agriculture industrielle, amorcée à la fin des années cinquante. Sur les 8622 ha du bassin d'alimentation des captages de la Plaine du Saulce, 4026 ha sont occupés par des grandes cultures (le reste se partageant entre vignes, arboriculture et forêts). En l'absence d'élevage, la fertilité des sols est assurée par un recours quasi exclusif aux engrais azotés de synthèse. La mise en place de cette agriculture à cycle ouvert, s'est traduite par un accroissement considérable de la capacité d'exportation des récoltes (produites en excès par rapport aux besoins régionaux), et dans le même temps par une exportation elle aussi croissante de l'azote épandu en excès vers l'hydrosystème.

Un bref retour historique sur l'évolution du cheptel herbivore (bovins et ovins principalement) en région Bourgogne, nous fournit le témoignage d'un passé relativement récent où la rupture de la complémentarité entre culture et élevage était manifestement moins marquée (Fig. 7-14 ; Fig. 7-15).

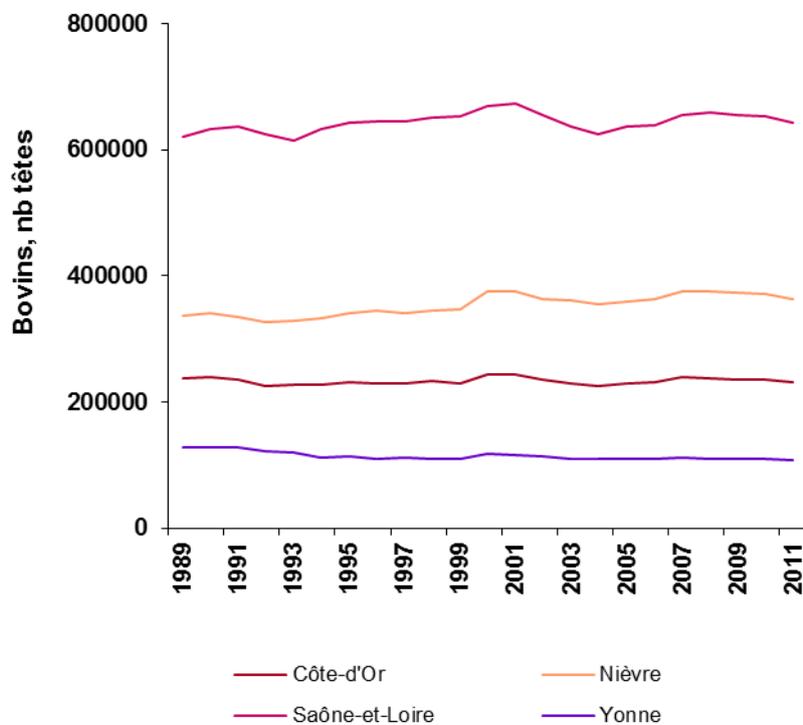
Entre 1989 et 2011, on observe un recul massif de l'élevage ovin, avec en moyenne une disparition de près de la moitié des effectifs en région Bourgogne (24 % en Côte-d'Or, 53 % dans la Nièvre, 50 % en Saône-et-Loire et 44 % dans l'Yonne). On note que dès 1989 la proportion d'ovins est moins marquée dans l'Yonne que dans les 3 autres départements, du fait de sa spécialisation céréalière. En affinant l'échelle d'observation à celle du canton, et en remontant d'avantage dans le passé, on remarque que le déclin observé à l'échelle départementale à partir de 1989 jusqu'à nos jours était encore plus marqué entre 1970 et 1988 (Fig. 7-16).

Aujourd'hui, peu d'exploitations sont spécialisées dans l'élevage ovin, qui représente plutôt une activité de diversification exercée majoritairement en complément de l'élevage bovin. Cet élevage est quasi-exclusivement destiné à la production de viande et se fonde sur la valorisation des prairies pour produire des agneaux à l'herbe.

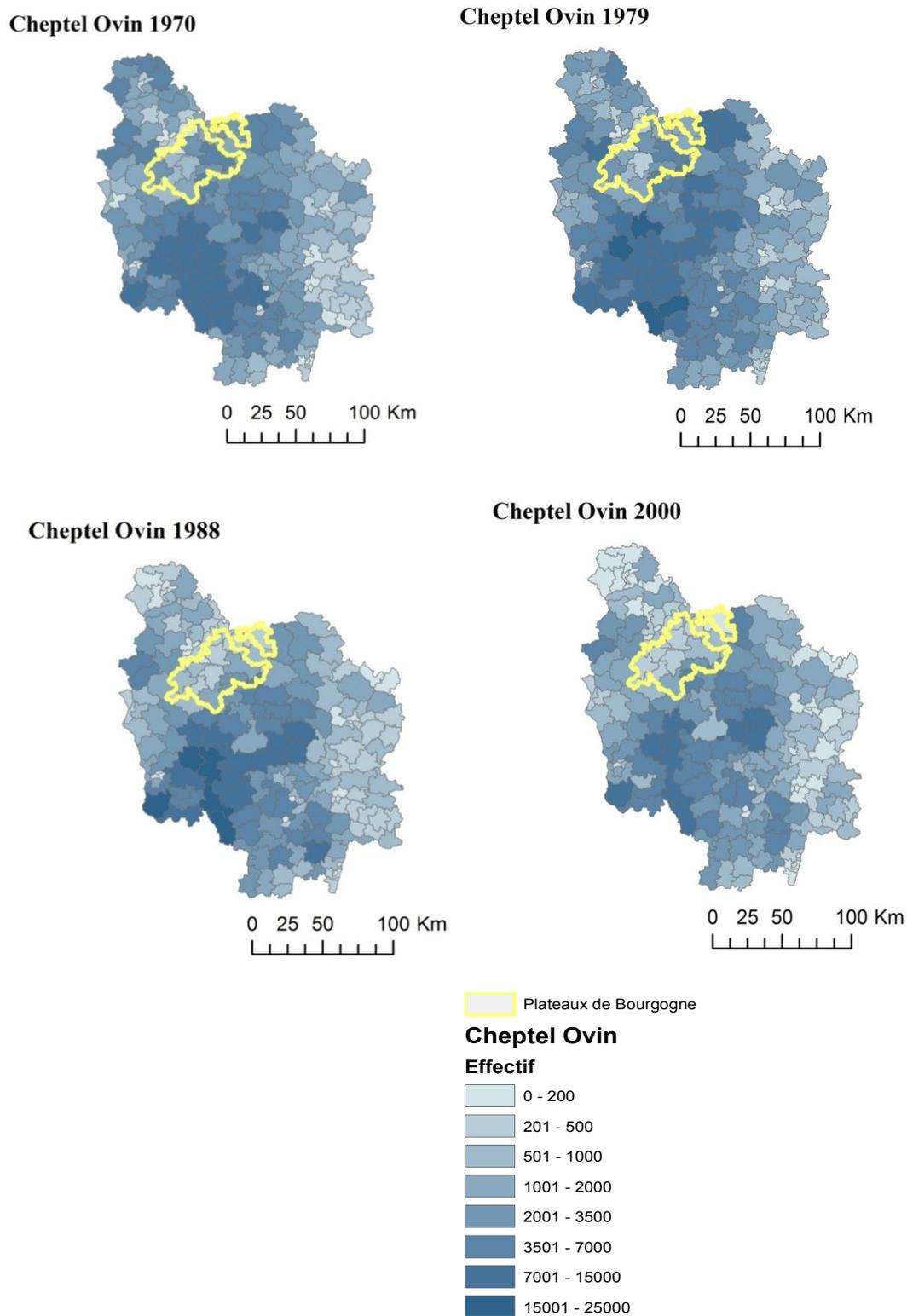
A la différence de l'élevage ovin, l'examen récent de l'évolution du cheptel bovin en Bourgogne ne permet pas de déceler de recul en termes d'effectifs (Fig. 7-15). En revanche, on note identiquement une moindre proportion de bétail dans l'Yonne, alors que près de 50% des effectifs se concentrent en Saône-et-Loire. Si le nombre total de bovins sur la région Bourgogne est resté stable de 1989 à 2011, il apparaît sur les relevés statistiques par petites régions agricoles disponibles depuis 1970, que l'Yonne et en son sein les plateaux de Bourgogne, accueillait encore il y a une quarantaine d'années des effectifs beaucoup plus importants de bétail (Fig. 7-17).



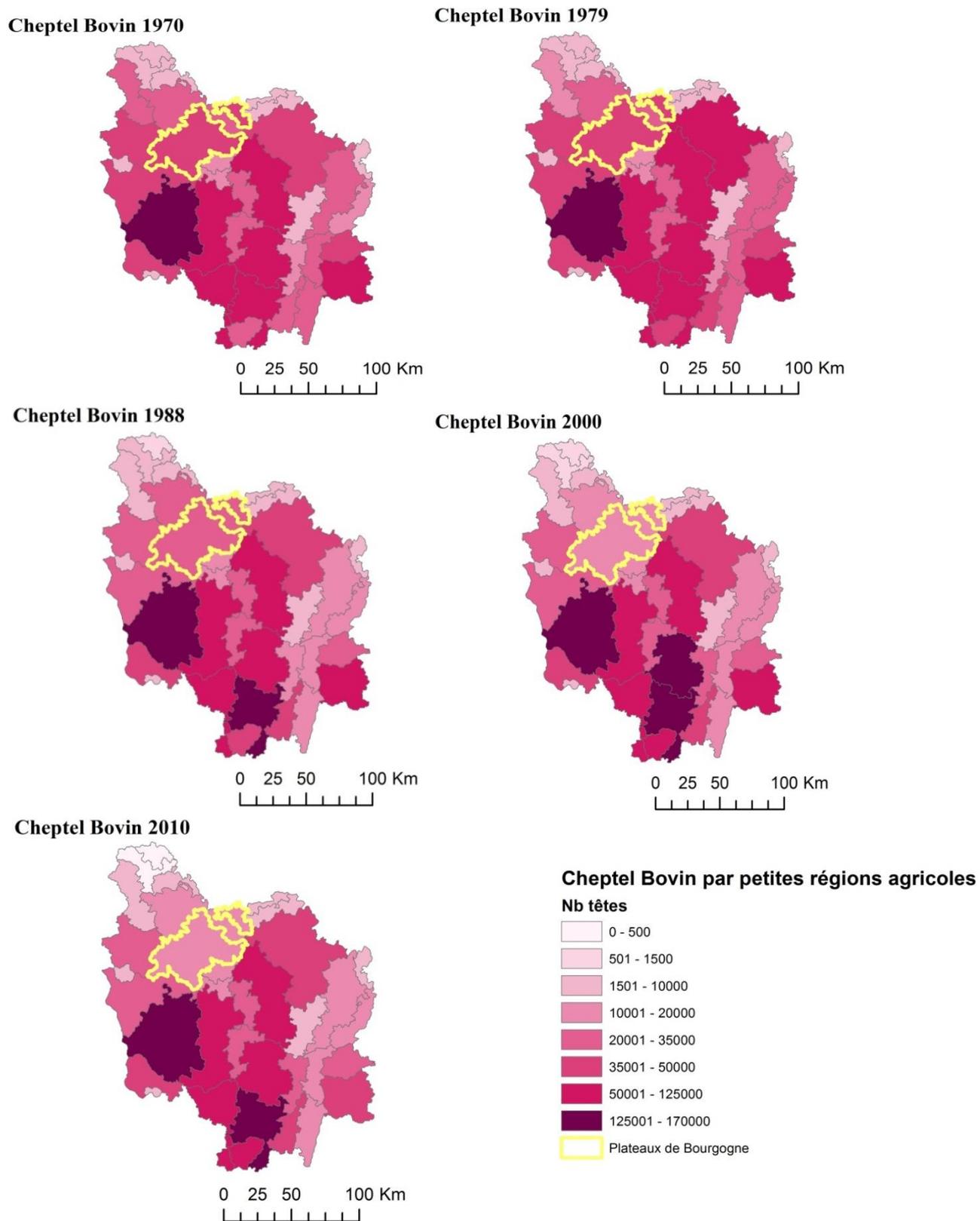
**Figure 7-14 :** Evolution pour les départements de Bourgogne de l'effectif ovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'après Agreste).



**Figure 7-15 :** Evolution par départements en région Bourgogne de l'effectif bovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'Agreste).



**Figure 7-14 :** Evolution cantonale de l'effectif du troupeau ovin en région Bourgogne entre 1970 et 2000 (données compilées du RGA).



**Figure 7-15 :** Evolution des effectifs de bovins en région Bourgogne par petites régions agricoles de 1970 à 2010 (données compilées d'Agreste).

## 4.2 Les potentialités de l'agriculture biologique

### 4.2.1 *Constat dans une large moitié Nord de la France*

L'agriculture biologique, en interdisant l'usage des engrais et des pesticides de synthèse, apparaît comme un modèle alternatif crédible pour rétablir la qualité des eaux. Afin d'évaluer ses performances en matière de pollution nitrique, nous avons mené des enquêtes auprès d'une cinquantaine d'exploitants dans une large moitié Nord de la France (Anglade et al., en révision, cf. chapitre 3), principalement dans le bassin de la Seine pour les productions végétales et Grand Ouest et Nord pour les productions animales. Les données recueillies sur les pratiques ont été utilisées pour évaluer les bilans azotés des terres arables de ces exploitations. Intégré à l'échelle de la rotation, le SSB est un bon indicateur des performances de l'AB dont la logique s'exprime sur le temps long. A défaut de références localisées sur les territoires icaunais dans notre échantillon, les résultats obtenus sont comparés à ceux des deux rotations de référence du BAC et ceux de la rotation intégrée préconisée (sur les différents sols) (Fig.7-13).

Il apparaît tout d'abord que les deux grands systèmes de production en agriculture biologique, les exploitations de grandes cultures, et les exploitations de polyculture-élevage, ne sont pas moins productifs (en termes de quantité totale d'azote exporté à l'échelle de la rotation). Si la comparaison des rendements céréaliers est à l'avantage des systèmes conventionnels raisonnés, l'intégration du surplus sur la durée des rotations redonne l'avantage à l'agriculture biologique. Cela s'explique par le fait que les rotations longues et diversifiées (6 à 12 ans) pratiquées en agriculture biologique intègrent une proportion importante de fourrages riches en protéines via l'introduction de légumineuses. Ainsi, dans les exploitations enquêtées en grandes cultures, la part d'export azoté via les légumineuses fourragères représentent 52 % (valeur médiane) de l'export azoté total. Ce résultat indique l'importance de l'élevage comme débouché de la production agricole biologique, et nous ramène donc à la problématique de la complémentarité entre culture et élevage.

Par ailleurs on rend compte que les systèmes en agriculture biologique sont également au moins deux fois plus productifs que l'agriculture qui se pratiquait dans la Beauce à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle (cf. chapitre 5). Ce qui nous permet par là-même souligner qu'une évolution des pratiques vers l'agriculture biologique ne consisterait en rien en un retour en arrière.

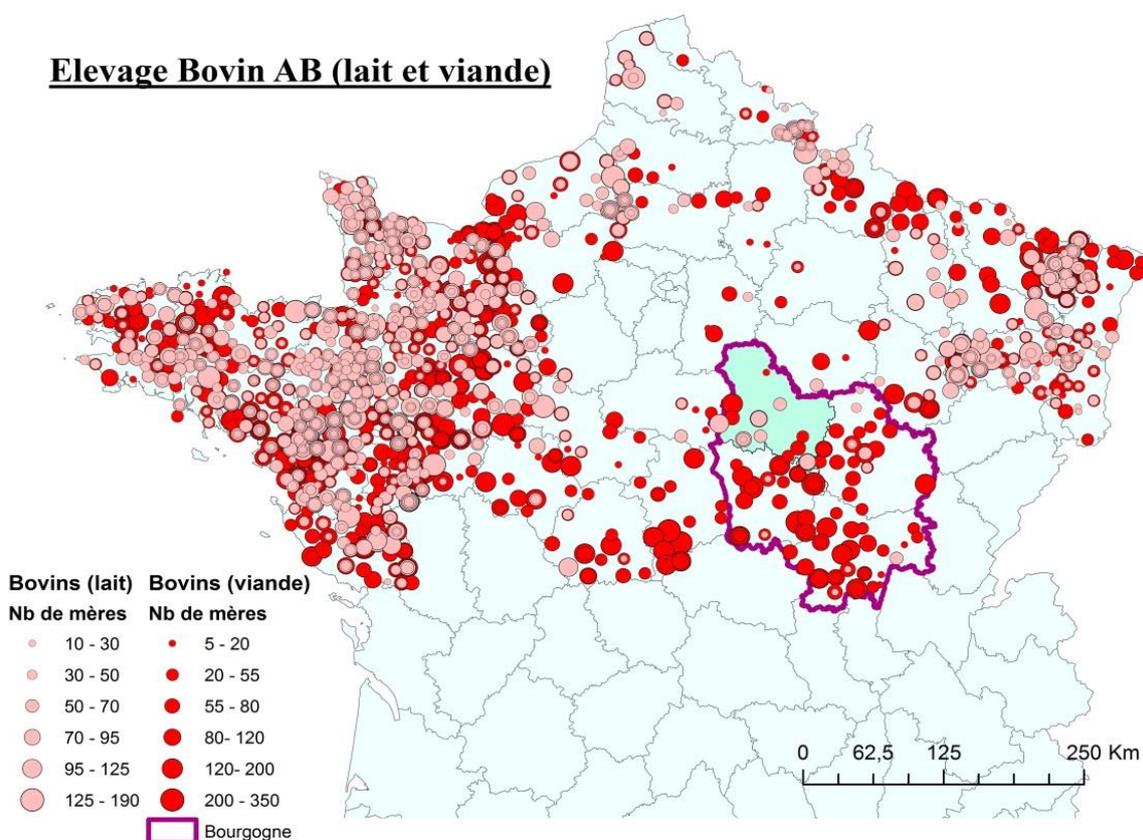
Ensuite, on distingue nettement une plus grande efficacité de l'utilisation de l'azote dans les exploitations biologiques par rapport aux références conventionnelles de la zone d'étude. En conséquence, en agriculture biologique le surplus non valorisé par la production est réduit, et la contamination nitrique des flux sous-racinaire semble à même de répondre aux objectifs de potabilité de l'eau dans la plupart des cas. Enfin, ces résultats mettent clairement en évidence les meilleures performances des exploitations conduites en polyculture-élevage, tant en termes de capacité d'export, que de réduction du lessivage d'azote sous-racinaire. Il s'agit d'une agriculture qui cherche à optimiser son fonctionnement dans une logique de minimisation des

intrants. Elle s'appuie sur la capacité de fixation d'azote atmosphérique des prairies et cultures de légumineuses fourragères, l'azote étant ensuite recyclé par le bétail et transféré vers les terres labourables.

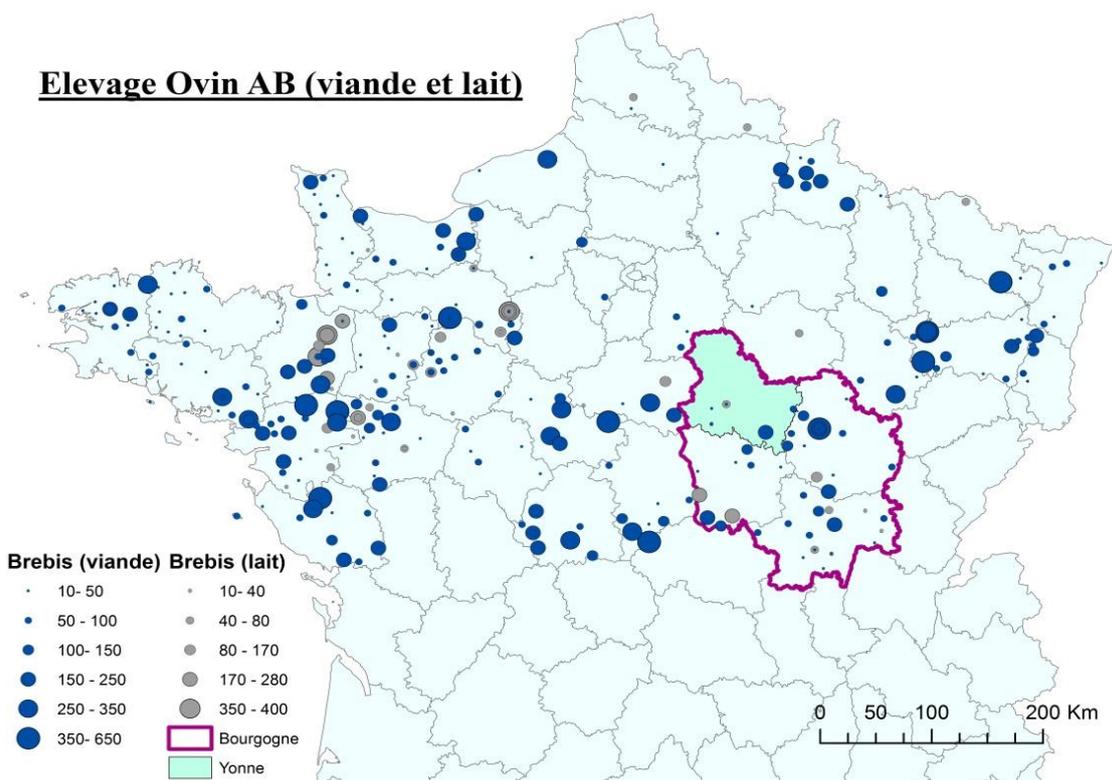
#### 4.2.2 Organisation de la production agricole biologique en Bourgogne

Nous venons de montrer que la question de la complémentarité entre culture et élevage est centrale dans les réflexions portées sur les voies possibles de réduction des fuites azotées vers l'hydrosystème.

En région Bourgogne, l'élevage bovin biologique suit la même tendance qu'en agriculture conventionnelle en étant essentiellement dédié aux troupeaux allaitants (85 % des exploitations). Les exploitations font en moyenne 137 ha avec 78 ha de surfaces toujours en herbe (Fig. 7-18).



**Figure 7-18 :** Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage bovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

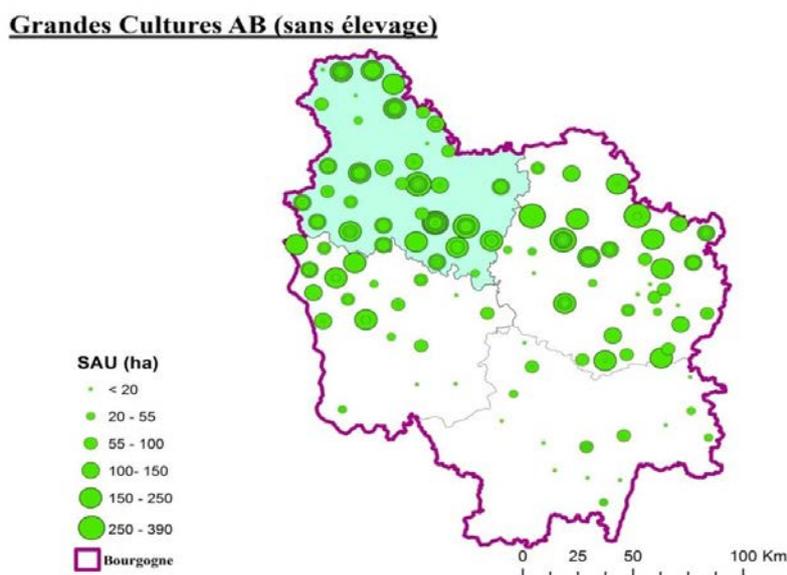


**Figure 7-19 :** Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage ovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

De la même façon, l'élevage ovin est presque exclusivement dédié à la production de viande. Les exploitations possédant un atelier ovin viande ont une SAU moyenne de 90 ha (Fig. 7-19). Ces élevages allaitants sont fondés sur la valorisation des prairies qui représentent 54 % de la SAU pour produire majoritairement des agneaux à l'herbe. Près de deux tiers des élevages ovins sont en association avec un autre atelier d'élevage herbivore (caprin et/ou bovin). Ce taux de mixité s'explique par une bonne complémentarité entre les espèces, tant du point de vue de leur comportement au pâturage que d'un point de vue trésorerie avec des cycles de productions différents.

En 2010, 168 exploitations avec présence d'herbivores (bovins, ovins, caprins) étaient conduites en agriculture biologique en Bourgogne. Deux tiers de ces exploitations possèdent des grandes cultures. Elles s'étendent en moyenne sur 135 ha, avec 33 ha de céréales-oléagineux-protéagineux, 32 ha de cultures fourragères et 66 ha de surfaces toujours en herbe. Le tiers restant de ces exploitations possédant au moins un atelier d'élevage herbivore, leur SAU moyenne est alors de 48.5 ha avec près de 90 % des surfaces toujours enherbées.

Bien que la complémentarité entre élevage et culture fasse de la polyculture-élevage le système le plus adapté à l'agriculture biologique, il existe un grand nombre d'exploitations de grandes cultures sans élevage (Fig. 7-20). Elles font en moyenne 109 ha et produisent des céréales-oléagineux-protéagineux sur 62 ha, des cultures fourragères sur 20 ha, et possèdent 18 ha de surfaces toujours en herbe (autres cultures sur 4 ha, et jachères sur 4 ha).



**Figure 7-20 :** Répartition des exploitations AB de grandes cultures sans élevage (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

Ces cartes nous révèlent que l'agriculture biologique s'inscrit en écho à la spécialisation conventionnelle des territoires et à l'organisation des filières qui lui est associée. L'élevage est majoritairement implanté dans les trois départements sud de la région, alors que l'Yonne concentre les exploitations de grandes cultures.

Si en agriculture conventionnelle la spécialisation agricole des territoires est associée à un recours massif aux intrants de synthèse, en agriculture biologique, le risque de la rupture entre culture et élevage se situe au niveau d'un recours massif à des sources d'azote organique exogènes et d'un défaut de débouchés pour les co-produits des céréales, pouvant conduire à des surplus azotés considérables en l'absence de valorisation. Le problème de la cohérence agronomique de la spécialisation agricole ne renvoie pas directement au rejet des élevages spécialisés ou aux exploitations de grandes cultures mais à l'impérieuse nécessité de repenser l'organisation des territoires ruraux. Quelle est l'échelle pertinente pour bâtir un territoire de polyculture-élevage ?

#### **4.2.3 Un retour innovant vers un territoire de polyculture-élevage**

L'analyse de l'organisation géographique de l'agriculture biologique en région Bourgogne nous renseigne sur la faisabilité de l'établissement de liens entre des productions complémentaires, afin de redessiner une ou des échelles pertinentes pour équilibrer les flux d'azote. Une première piste consisterait à renverser les tendances actuelles de spécialisation géographique pour réintroduire du cheptel au cœur du BAC de la Plaine du Saulce. On pourrait ainsi imaginer un plan de reconquête de l'élevage ovin. Le territoire possède pour cela un atout de taille, des conditions pédoclimatiques très favorables à la culture de la luzerne (la Champagne Ardennes, profitant des mêmes atouts, fait actuellement ce pari de la

reconquête ovine, en élevage conventionnel cependant). Outre, la valorisation des co-produits des céréales, la réintroduction de l'élevage permettrait de favoriser et de maintenir l'enherbement des zones les plus vulnérables avec de l'élevage extensif. L'élevage ovin peut se concevoir autant comme une activité principale que comme une activité de complément en synergie avec la production de grandes cultures bio et offrant aux céréaliers une opportunité de diversification des revenus. Il s'agit de surcroît d'une activité favorable à l'installation de jeunes agriculteurs, puisqu'elle ne requiert que de faibles investissements (par rapport à l'élevage bovin) et que les agneaux peuvent être rapidement valorisés.

Une seconde voie serait de saisir l'opportunité de la proximité du grand bassin d'élevage que constitue le sud de la région Bourgogne avec notamment l'élevage charolais, pour mettre en place une filière directe de débouchés pour le fourrage produit sur le BAC. Il s'agirait ainsi de contribuer à relever le grand défi de l'autonomie protéique des élevages.

Si cette option de conversion totale en grandes cultures biologiques des surfaces céréalières du BAC est retenue, il faudra veiller très attentivement à l'organisation des débouchés des co-produits des céréales. Dans nos enquêtes sur une large moitié Nord de la France, nous avons montré que les surplus les plus élevés générés en agriculture biologique sont associées à des exploitations de grande culture ne valorisant pas cette production de fourrage riche en protéines. Un autre point de déséquilibre peut apparaître en entrée de ces systèmes spécialisés grandes cultures concernant l'origine de la fertilisation. En effet, alors que la fertilisation totale provient pour près de 90 % de la fixation symbiotique dans les exploitations d'élevage et polyculture-élevage (le reste étant couvert par les dépôts atmosphériques d'azote), les exploitations spécialisées en grandes cultures ont recours (30 % en moyenne) à des apports organiques exogènes, notamment en provenance de l'agriculture conventionnelle (vinasses, déchets de l'industrie agroalimentaires, fumiers...).

Cela nous permet d'insister sur l'importance de lier les thématiques et d'avoir une vision transversale pour bâtir des systèmes durables sur la base de choix agronomiques cohérents. Des choix cohérents autour de la complémentarité culture-élevage étaient déjà exprimés au XIX<sup>ème</sup> siècle par Jacques Bujault (1831) : « les prés, le fourrage, le bétail et le fumier amènent le grain ; mais tout cela se tient, et si l'un manque, point de récolte ».

#### **4.2.4 Production de biomasse à usage local**

En complément de la ré-orientation agricole proposée ci-dessus, et concernant des surfaces beaucoup plus limitées, l'installation de cultures énergétiques pérennes pourrait être envisageable. Le miscanthus, ou des taillis à courtes rotations (saules ou peupliers en terres hydromorphes, noisetiers en terres séchantes) permettent des pertes en nitrate très faibles (Ferchaud et al., 2012) et est exempt de contamination en pesticides compte tenu de la faible importance des traitements (le désherbage initial peut être mécanique). Une telle solution ne saurait constituer un projet de territoire à grande échelle, et ne se justifie que dans la mesure où des chaudières collectives permettent un usage proche de l'élaboration de la biomasse et assurent un débouché sécurisé en énergie pour les prochaines décennies.

## 5. Conclusions

Aux captages de la Plaine du Saulce, l'évolution de la qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates est à la fois le fait des pratiques actuelles et le résultat des pratiques menées il y a une vingtaine d'années. L'inertie du système aquifère, ne doit pas constituer un argument pour limiter les efforts de prévention des pollutions diffuses du fait de l'absence de résultats tangibles immédiats, mais au contraire motiver une réflexion pour des transformations durables.

L'analyse des pratiques agricoles réelles ou préconisées sur l'aire d'alimentation de captage par la méthode du bilan azoté de surface montre que l'on peut s'attendre à ce qu'aucune des actions engagées ne soient suffisantes pour permettre une amélioration notable de la qualité de l'eau. La généralisation des bonnes pratiques (application raisonnée des engrais azotés dans des rotations diversifiées, et utilisation systématique de cultures intermédiaires) s'avère absolument nécessaire pour stabiliser la situation mais elle ne permettra pas d'assurer la production d'une eau sous-racinaire satisfaisant aux exigences de potabilité en termes de contamination nitrique. Sauf à rentrer dans une logique d'usage exclusif du territoire entre agriculture ou production d'eau, une remise en cause profonde du modèle agricole actuel et des objectifs de rendements croissants qu'il implique est nécessaire.

Une série d'enquêtes menées dans des exploitations biologiques d'une large moitié Nord de la France, nous permet de proposer l'agriculture biologique comme un modèle alternatif crédible pour parvenir durablement au respect des normes de potabilité aux captages de la Plaine du Saulce. Cette agriculture montre à la fois une productivité élevée et une haute efficacité d'utilisation de l'azote, amenant dans la plupart des cas à la production d'une eau sous-racinaire compatible avec les objectifs de restauration de la qualité de l'eau. Les meilleures performances sont obtenues dans les exploitations conduites en polyculture-élevage. On note qu'en moyenne à l'échelle d'une rotation, plus de la moitié de l'export azoté total est destiné à l'alimentation du bétail via la production de fourrage riche en protéine (luzerne). Il est donc absolument indispensable d'articuler les réflexions d'une transition possible vers l'agriculture biologique autour de la complémentarité entre culture et élevage pour éviter une sur-fertilisation des terres en l'absence de débouchés pour les produits récoltés à fort contenu azoté, ainsi qu'une dépendance à une fertilisation organique exogène.

Par l'analyse de l'organisation géographique des productions agricoles biologiques et conventionnelles en Bourgogne, il ressort deux échelles pertinentes pour bâtir un territoire de polyculture-élevage, le bassin d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce et/ou la région Bourgogne. Ainsi, la complémentarité entre l'animal et le végétal au niveau du cycle de l'azote pourrait se faire à l'échelle du BAC par un retour innovant de l'élevage ovin et/ou par la mise en place à l'échelle régionale d'une filière directe de débouchés des cultures alternant avec les céréales biologiques produites sur les surfaces en grandes cultures du BAC.

***Epilogue :** Le bureau d'étude Actéon a été mandaté par la Communauté de communes de l'Auxerrois pour réaliser un diagnostic socio-économique des aires d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce, des Boisseaux et de la Plaine des Isles. Il s'agit en particulier d'évaluer l'acceptabilité et la viabilité économique du développement de l'agriculture biologique.*

## Références

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., en revision. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed.
- Beek, C.L. van, Brouwer, L., Oenema, O., 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, 233–244. doi:10.1023/B:FRES.0000003619.50198.55
- BRGM, 2010. Rapport d'expertise : Avis sur les limites Nord du bassin d'alimentation du champ captant de la Plaine du Saulce à Escolives-Sainte-Camille alimentant la ville d'Auxerre (Yonne). (No. BRGM/RP-58250-FR).
- Bujault, J., 1831. *L'agriculture populaire, ou Méthode générale et nouvelle pour l'enseignement et l'amélioration de l'agriculture*. Morisset.
- Chapotin, 2010. Intérêts des systèmes de production intégrés dans la préservation de la qualité de l'eau : simulation en grandes cultures sur un bassin d'alimentation de captage. (Rapport de stage). Agrocampus-Ouest-INHP.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J.-P., Duyme, F., Mary, B., 2010. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant Soil* 341, 137–154. doi:10.1007/s11104-010-0630-9
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159, 3254–3268.
- Ferchaud, F., Vitte, G., Mary, B., 2012. Water drainage and nitrate leaching under contrasted biomass crops, in: 12th Congress of the European Society for Agronomy.
- Horizons, 1997. Protection du champ de captage de la Plaine du Saulce (No. Etude Q 6102.).
- Marsily (de), G., 2002. Vers des Parcs Naturels Hydrologiques. *Monde Dipl.* 88–91.
- Obert, E., 2011. Analyse des pratiques agricoles observées et préconisées sur les bassins d'alimentation de captages Auxerrois : modélisation du lessivage des nitrates. (Mémoire M2 Institut national supérieur des sciences agronomiques de l'alimentation et de l'environnement. Sciences Environnement, 2010.). Communauté de l'Auxerrois (89).
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Sciences Environnement, 2010. Communauté de l'Auxerrois (89). Etude préalable à l'avis de l'hydrogéologue agréé. Champ captant de la Plaine du Saulce à Escolives-Sainte-Camille.
- Vergnaud-Ayraud, V., Aquilina, L., Pauwels, H., Labasque, T., 2008. La datation des eaux souterraines par analyse des CFC : un outil de gestion durable de la ressource en eau. *Tech. Sci. Méthodes* 37–44. doi:10.1051/tsm/200801037

# 8

**L'eau dans la campagne urbaine**

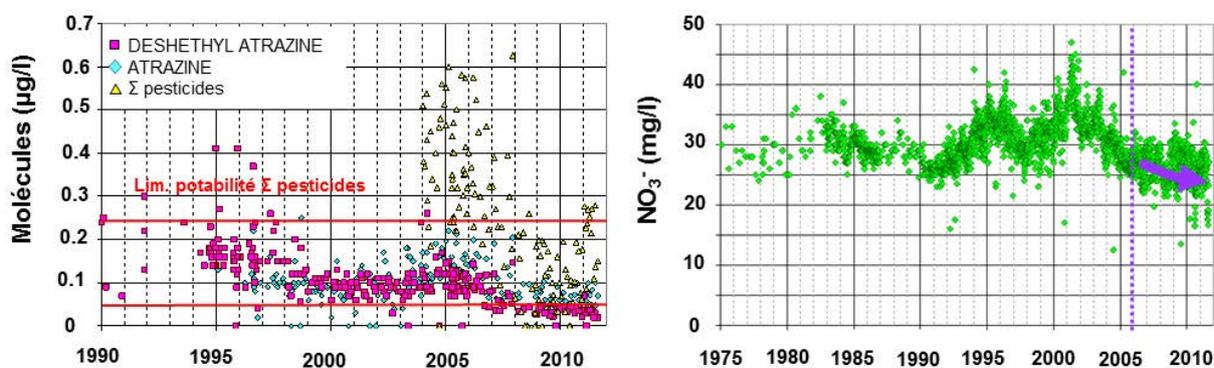
**L'AAC de Flins-Aubergenville**



## 1. Introduction

Les captages Lyonnaise des Eaux (LDE) du site de Flins-Aubergenville, situés dans les Yvelines en bordure de Seine et de l'autoroute A13, produisent  $30.10^6$  m<sup>3</sup>/an pour approvisionner en eau potable, avec le champ du Pecq-Croissy, plus de 600 000 habitants de l'Ouest Parisien. Depuis les années 1990, on observe dans les eaux brutes qui alimentent les forages, des teneurs en pesticides qui dépassent régulièrement les normes de potabilité, et une très nette tendance à la hausse des concentrations en nitrates (Fig. 8-1). Les eaux d'exhaure des 40 forages sont acheminées vers une usine dans laquelle l'eau est traitée. Pour les nitrates, un procédé de géofiltration sur berge de l'eau de Seine et de réalimentation artificielle de la nappe mis en place en 2006 permet de réduire les concentrations d'environ 25 %, en exploitant le processus naturel de dénitrification.

Face à la contamination avérée de cette ressource stratégique dont la distribution est conditionnée par le recours à des procédés curatifs, les captages ont été classés prioritaires au titre du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) lors de la définition du 9<sup>ème</sup> programme d'action. Très fortement incitée et soutenue par l'AESN, la Lyonnaise des Eaux qui a la maîtrise d'ouvrage du champ captant s'est engagée fin 2009 dans une démarche proactive de réduction des pollutions diffuses d'origine agricole et non agricole. Cette démarche préventive portée par une entreprise privée du secteur de l'eau relève d'une stratégie innovante de long terme pour pérenniser l'exploitation d'un champ captant.



**Figure 8-1 :** Evolution de la concentration en pesticides en entrée de l'usine de traitement de Flins-Aubergenville (gauche). Evolution de la concentration en nitrates en sortie de l'Usine de Flins-Aubergenville (droite). La ligne pointillée en violet indique la mise en fonctionnement du procédé de géofiltration sur berge. Source (LDE)

Sur base de la délimitation hydrogéologique de l'aire d'alimentation de captage, puis d'un diagnostic des pressions réalisé au cours de l'année 2010 (Archambault & Suez Environnement, 2011), un programme d'actions fonctionnant sur la base du volontariat a été lancé pour 5 ans en mai 2011, avec un volet agricole et non-agricole (LDE, 2012).

L'essentiel des mesures non-agricoles consiste en une réduction de l'usage des produits phytosanitaires de synthèse pour le traitement des infrastructures de transport et par les particuliers, et une suppression de leur usage par les collectivités et les industries (opération « Zéro phyto »).

Les mesures proposées en lien avec la modification des pratiques agricoles ne se limitent pas aux actions classiques de réduction d'utilisation de fertilisants de synthèse ou de pesticides, mais sont essentiellement tournées vers l'agriculture biologique. Ce choix audacieux a été motivé par l'installation d'un agriculteur biologique au moment de la définition de l'AAC, et le souhait de supprimer à terme les traitements curatifs liés à l'élimination des pesticides. De surcroît, ce mode de production pourrait également permettre de réduire les pollutions azotées, mais des incertitudes pesant sur ce dernier point ont besoin d'être levées au risque de constituer un motif de rejet du projet.

Ce chapitre vise à évaluer l'impact des actions déjà engagées ou envisagées liées aux changements de pratiques agricoles sur la qualité de la nappe pour la variable « nitrate ». Il s'agit de répondre à des questions de degrés (i) et de temporalité (ii).

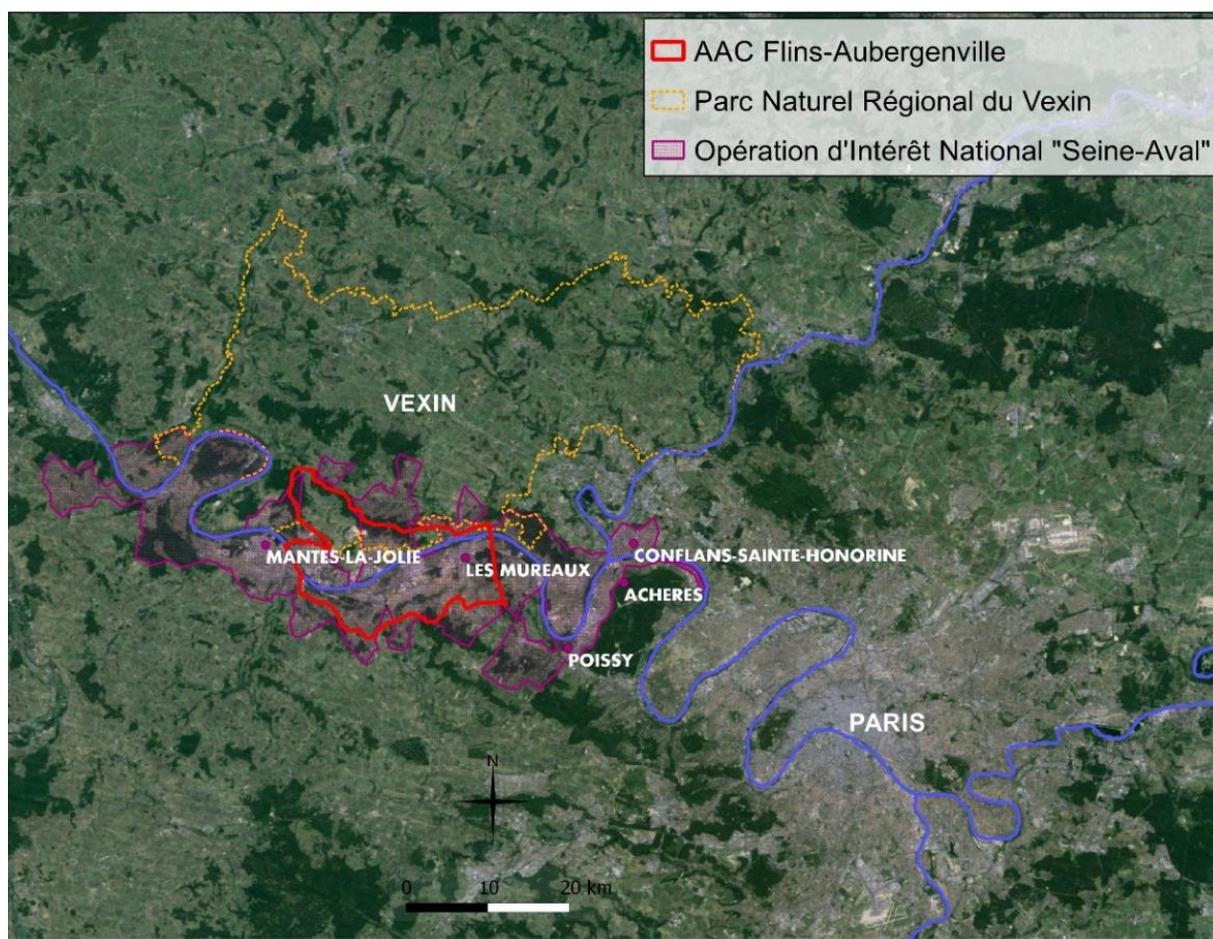
- (i) Quels degrés de modification des pratiques agricoles (équilibre de fertilisation, cultures pièges à azote, grandes cultures biologiques, maraîchage ...) pour quels impacts sur la nappe ?
- (ii) Quand les impacts seront-ils visibles du fait de l'inertie hydrodynamique du système sol-zone non saturée-nappe ?

Pour répondre à ces questions, un modèle global de nappe couplant, un module spatialisé de flux verticaux d'azote basé sur la reconstitution de chroniques d'évolutions des flux sous-racinaires par type d'occupation du sol (sols cultivés, zones urbanisées ou boisées), un modèle hydrodynamique simulant le comportement de la nappe et un modèle hydrodispersif simulant le transport de l'ion nitrate (implémenté sous Modlow), a été élaboré en partenariat entre la LDE (Jean-Baptiste Loiseau et Aurélien Lemaire), la SAFEGE (Olivier Gaillard et Laetitia Chaegard) et l'UMR Metis. Le rôle de l'UMR Metis dans le cadre de cette thèse a été de construire les contraintes au modèle liées à l'évolution des pratiques agricoles, ainsi que d'élaborer et d'interpréter les résultats des simulations prospectives, les collègues de LDE et de la SAFEGE ayant eu la maîtrise informatique des simulations avec l'outil de modélisation.

Enfin, pour de mieux ancrer dans le territoire les scénarios de changements pratiques imaginés, nous avons cherché à les inscrire dans une réflexion sur les débouchés de la production agricole du territoire en regard des besoins alimentaires de la population locale et de ceux de la restauration collective. Cette réflexion fait suite également à un travail exploratoire sous notre direction d'étudiants du Master Stratégies Territoriales et Urbaines de Science Po mené pour l'Institut pour la recherche de la Caisse des Dépôts et Consignations sur les circuits courts agricoles comme nouvel instrument de gouvernance territoriale avec pour cas d'étude le territoire de Cergy-Pontoise (Fremin du Sartel et al., 2014).

## 2. Entre dynamiques urbaines et préservation des ressources en eau et du foncier agricole: le choix de l'AB

Le champ captant de Flins Aubergenville se situe dans la grande couronne parisienne (Yvelines), à une quarantaine de km de Paris, entre les Mureaux et Mantes-la-Jolie, le long de la vallée de la Seine, et aux portes du Parc Naturel Régional (PNR) du Vexin (Fig. 8-2). L'aire d'alimentation des captages de Flins-Aubergenville, délimitée en 2010, s'étend sur près de 10 000 ha (98,8 km<sup>2</sup>). Cette AAC est dite « restreinte », car l'AAC globale intégrerait l'intégralité du bassin versant de la Mauldre.

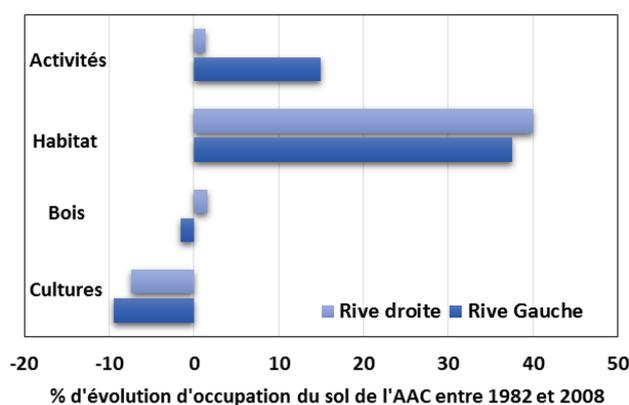


**Figure 8-2 :** Localisation de l'Aire d'Alimentation de Captage de Flins-Aubergenville, située aux portes de Paris et du Parc Naturel Régional du Vexin français, au sein de l'Opération d'Intérêt National « Seine-Aval ».

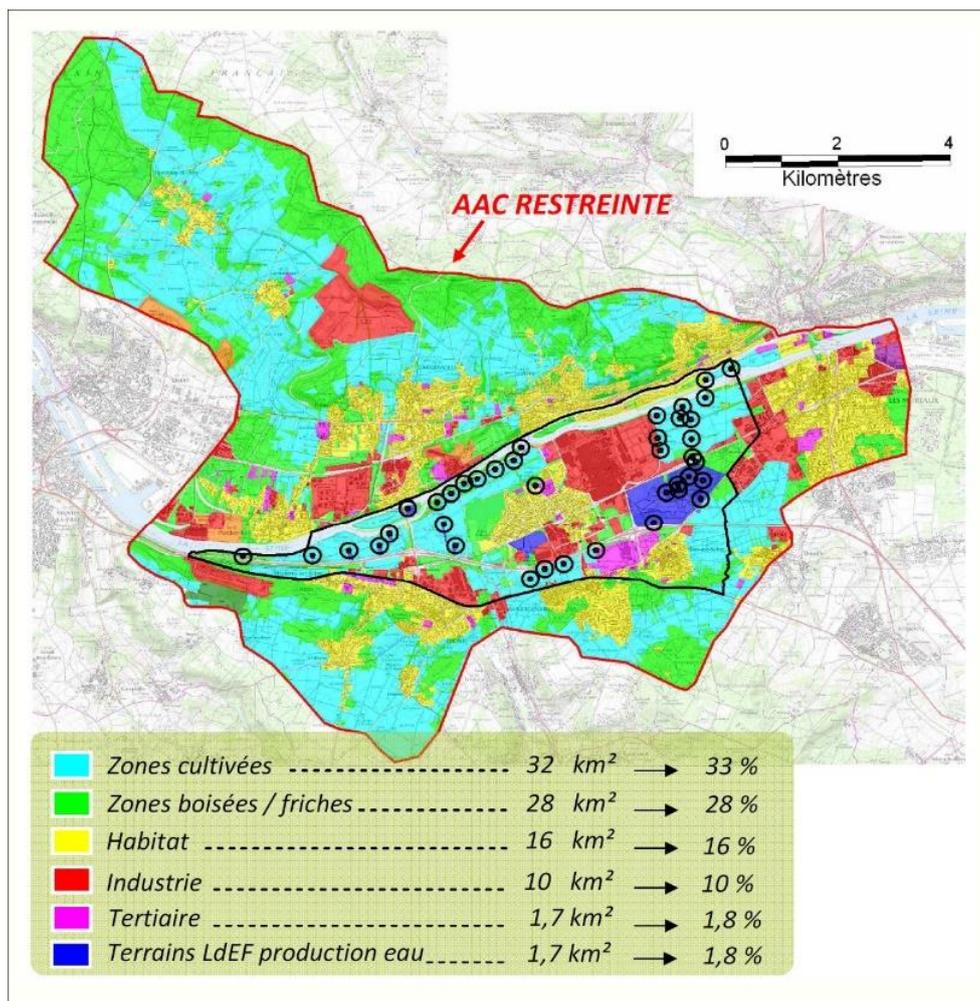
Ce territoire traversé par de nombreuses infrastructures ferroviaires et routières, avec notamment l'A13 qui va vers Rouen, se trouve au cœur d'une dynamique urbaine forte caractérisée par un tissu urbain et industriel dense. Sur les 23 communes, l'habitat occupe près de 16 % des surfaces, et a progressé de près de 40 % ces vingt dernières années (Fig. 8-3).

Accentuant cette tension foncière, on observe également un fort développement des activités industrielles, qui après une progression de près de 15 % en rive gauche de Seine depuis 1982, consomment aujourd'hui près de 10 % de l'espace de l'AAC. Parmi ces grandes industries, on trouve Total Gargenville, EADS Astrium, EDF Porcheville et l'usine de Renault-Flins.

L'intégralité de l'AAC restreinte est incluse dans le territoire « Seine-Aval » qui s'étend sur 400 km<sup>2</sup> et fait l'objet d'une Opération d'intérêt National (OIN) lancée par l'Etat en 2006 pour concentrer l'action publique en vue d'un développement accéléré dont l'objectif premier est la relance économique et l'amélioration des équilibres socio-économiques (<http://www.operation-seineaval.fr/>). En effet, compte tenu des réflexions en cours sur la constitution du « Grand Paris », qui fait du développement de la façade maritime de la Capitale un enjeu national, Seine Aval, pourrait jouer un rôle majeur dans l'organisation portuaire et logistique comme en matière de développement économique et résidentiel. L'OIN est pilotée par l'EPAMSA (Établissement Public d'Aménagement du Mantois Seine Aval) et réunit l'Etat, le Conseil régional d'Ile-de-France, le Conseil Général des Yvelines, et compte près de 390 000 habitants sur 51 communes. La mise en valeur et la préservation de l'environnement font également partie des objectifs affichés de l'OIN, avec notamment le redéveloppement d'une agriculture périurbaine et un soutien à l'agriculture maraîchère et biologique grâce aux fonds européens Leader (AUDAS, 2010).



**Figure 8-3 :** Evolution de l'occupation du sol de l'AAC de Flins-Aubergenville, en rive gauche et droite de la Seine entre 1982 et 2008 (source: IAU d'Ile-de-France).



**Figure 8-4 :** Carte de l'occupation des sols de l'AAC de Flins-Aubergenville. Délimitation de l'AAC (contour rouge) et de la zone prioritaire (contour noir). Les points cerclés de noirs représentent les forages du champ captant (source, LDE).

Dans ce maillage urbain et industriel subsiste une agriculture interstitielle, tournée vers la polyculture céréalière intensive (maïs et blé essentiellement) et les cultures légumières de plein champ (du fait de la proximité de la Seine pour l'irrigation et ses terres d'alluvions), qui occupe près d'un tiers de l'AAC restreinte (Fig. 8-4).

Les pollutions diffuses liées aux intrants azotés, pesticides, herbicides, qui impactent lourdement la qualité d'une ressource stratégique pour plus de 600 000 habitants proviennent à la fois des activités agricoles et non agricoles d'entretien des voiries, parcs, infrastructures de transport etc. L'hétérogénéité et l'étendue du territoire de l'AAC ont motivé un ciblage des actions sur une zone prioritaire (ZP) de 4860 ha (soit 49 % de l'AAC) qui contribue à 98 % de l'alimentation du champ captant. Cette zone inscrite dans sa totalité en rive gauche de Seine, s'étend sur le territoire d'une quinzaine de communes, dont principalement Flins-sur-Seine, Aubergenville, Les Mureaux, Epône, Mézières-sur-Seine, Meulan et Gargenville. On y recense 41 exploitants et 13 sièges d'exploitations, parmi lesquels une majorité de céréaliers qui insèrent quelques ha de légumes dans leur rotation, et des exploitations de plus petite taille (< 60 ha) qui vendent en direct, sur les marchés ou à des grossistes.

Une approche différenciée permet notamment le financement de mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) exigeantes sur les 1495 ha de SAU de la zone prioritaire, pour compenser le manque à gagner et/ou les coûts induits liés à la mise en œuvre de pratiques respectueuses de l'environnement (Tableau 8-1) (LDE, 2012).

**Tableau 8-1 : Synthèse des MAET proposées sur la zone prioritaire et de leur financement.**

MAET	Conditions	Système	Montant (euros /ha/an)
FERTI_01	Limitation de la fertilisation totale (210 uN/ha) et minérale (40 uN/ha)	Grandes cultures Cultures légumières	137
PHYTO_03	Absence de traitements phytosanitaires de synthèse	Grandes cultures Cultures légumières	240 298
BIOCONVE	Conversion à l'AB	Grandes cultures Cultures légumières Maraîchage	240 350 900
BIOMAINT	Maintien à l'AB	Grandes cultures Cultures légumières Maraîchage	240 298 590
PHYTO_03 + FERTI_01	Absence de traitements phytosanitaires de synthèse + Limitation de la fertilisation totale (210 uN/ha) et minérale (40 uN/ha)	Grandes cultures Cultures légumières	377 435
BIOCONVE + FERTI_01	Conversion à l' AB + Limitation de la fertilisation totale (210 uN/ha) et minérale (40 uN/ha)	Grandes cultures Cultures légumières	377 435
COUVER_05	Création et entretien de bandes enherbées	Grandes cultures Cultures légumières	392 900
COUVER_06 + HERBE_03 + SOCLEH_01 + HERBE_01	Reconversion des terres arables en prairies avec absence de fertilisation organique et minérale	Grandes cultures Cultures légumières	386 678

Notons que la plupart des mesures proposées sont axées sur l'agriculture biologique ou des pratiques culturales usant de ses principes, avec notamment des mesures couplées qui permettent de bonifier sensiblement le niveau des MAET classiques (Conseil Régional d'Ile-de-France, 2013).

Pour porter l'animation du volet agricole du plan d'action, la LDE, avec un co-financement de l'AESN, collabore avec la Chambre d'Agriculture des Yvelines pour viser une optimisation de l'usage des produits phytosanitaires et des engrais de synthèse (ce dernier point, notons-le, relève d'une pratique réglementaire dans le cadre de la Directive Nitrate), et avec le Groupement des Agriculteurs Biologiques (GAB) d'Ile-de-France pour accompagner le changement de pratiques agricoles vers l'agriculture biologique. L'entreprise se fixe un objectif de 30% de la SAU (~450 ha) en conversion ou maintien en agriculture biologique dans la ZP à échéance 2017, tout en proposant par ailleurs des mesures plus classiques et moins contraignantes de réduction de l'usage de fertilisants de synthèse. Depuis mai 2012, les agriculteurs volontaires peuvent engager dans ces actions pour une durée de cinq ans des parcelles inscrites en totalité ou partie dans le périmètre de la zone prioritaire.

En 2012, pour la première campagne d'engagement, les animations ont exclusivement porté sur l'agriculture biologique, via une animation collective et un appui individuel aux agriculteurs autour de journées « découverte d'une ferme biologique », la vulgarisation des pratiques issues de l'AB, la réalisation de diagnostics agro-environnementaux et/ou de conversion, ou encore des simulation technico-économiques. La Fédération Nationale des Agriculteurs Biologiques (FNAB) en a fait l'un de ses 12 sites pilotes pour observer les conditions de développement de l'agriculture biologique sur les territoires à enjeux eau que sont les AAC (FNAB, 2013).

En 2012, une seule souscription MAET à la mesure « BIOMAINTE » a été réalisée par un agriculteur (Ferme de la Haye) déjà engagé en AB pour une surface de l'ordre de 130 ha en grandes cultures. La présence de cet agriculteur sur le champ captant, au milieu des forages, au moment de la délimitation de l'AAC a été un élément déclenchant de cette orientation ambitieuse du programme d'actions. L'installation de Xavier Dupuis sur la ferme de Haye s'est faite au prix d'une opportunité foncière extrêmement médiatisée. En 2008, l'Etablissement Public Foncier des Yvelines préempte les terres de la Ferme de la Haye en vue d'y construire un circuit de Formule 1 dans la lignée des grands projets d'aménagements urbains de l'OIN. La profession agricole se mobilise alors contre ce projet, sur un territoire où la pression urbaine s'accroît de manière continue au détriment du foncier agricole. Le projet est officiellement abandonné en décembre 2009 et les terres sont rétrocédées à la SAFER. En 2010, l'Agence des Espaces Verts d'Ile-de-France (AEV) qui contribue au maintien des espaces agricoles de la ceinture verte (entre 10 et 30 km de Paris) rachète la ferme de la Haye pour y installer deux maraîchers, un céréalier biologique et des jardins familiaux pour la ville des Mureaux. L'AESN subventionne alors ce rachat à hauteur de 40 % de l'investissement. Des baux environnementaux de longue durée (18 à 24 ans) permettent de pérenniser ces installations.

Une seconde forme de soutien importante à l'AB en œuvre sur ce territoire passe par la structuration d'une filière pour les légumes de plein champ cultivés en alternance avec des céréales (blé, triticale, maïs) et des légumineuses. Ainsi, un atelier de transformation collectif de légumes de 4<sup>ème</sup> gamme, prêts à l'emploi (lavés, épluchés, conditionnés sous vide) à destination des collectivités d'Ile-de-France, a été mis en place dans les bâtiments de la ferme de la Haye, avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau. Elle est gérée par une coopérative d'utilisation du matériel agricole (CUMA) de producteurs de légumes biologiques de l'ouest parisien. Les premières livraisons de légumes transformés dans les cuisines centrales des collectivités ont débuté dès janvier 2012, mais le projet reste encore en plein développement pour atteindre un seuil de rentabilité économique. En apportant aux producteurs de la visibilité sur les débouchés, la légumerie doit permettre d'installer durablement l'agriculture biologique sur le champ captant, en tant que mode de production, et dans la ville, en tant que produit de consommation.

Dans la poursuite de cette dynamique, grâce à un fléchage du foncier en faveur du bio par la SAFER Ile-de-France, un jeune maraîcher est en cours d'installation (2015) sur 3 ha. Pour consolider son projet, il est probable que les terres adjacentes lui soient attribuées par la suite (pour un total de 10 ha) et donc converties au bio, via l'AEV.

Proposer l'agriculture biologique au cœur du champ captant, c'est ne plus repousser en périphéries les activités agricoles sources de nuisances potentielles, mais les intégrer comme un outil d'urbanisme capable d'organiser durablement le territoire créant des liens de solidarité réciproque entre agriculteurs et citoyens. Il s'agit bien là de répondre à des besoins fondamentaux des citoyens s'agissant de leur alimentation en eau potable et en nourriture de qualité.

### **3. Modélisation**

En 2009, au moment de la réalisation d'enquêtes agricoles par le bureau d'étude *Terralys* (Archambault et al., 2011) pour établir le diagnostic environnemental de l'AAC, 12 agriculteurs ont refusé tout contact suite à une consigne envoyée par les instances syndicales. Cette consigne a ainsi mis fin à l'enquête. Pourtant, la mobilisation ou du moins la rencontre de tous les acteurs du monde agricole sera absolument nécessaire pour atteindre les objectifs ambitieux de restauration de la qualité de l'eau. Dans ce processus, l'évaluation de l'impact des actions déjà engagées ou envisagées apparaît comme un élément clé. En particulier, la question des pertes azotées de différents systèmes de culture et mode de production (conventionnels vs. biologiques) et de leur impact dans les divers forages du champ captant doit être adressée.

L'exercice de modélisation qui suit, vise dans un premier temps à reconstituer l'historique des pertes azotées en lien avec les modifications d'occupation du sol, les évolutions des modes d'assainissement et les modifications des pratiques agricoles pour expliquer les tendances évolutives des concentrations nitriques observées depuis les années 60. Ce regard rétrospectif est un élément nécessaire pour le calage du modèle afin de pouvoir réaliser dans un second temps, des simulations prospectives jusqu'en 2080 en tenant compte des temps de transferts des nitrates dans la zone non saturée et au sein de l'aquifère.

#### **3.1 Fonctionnement du champ captant : hydrogéologie, prélèvements, réalimentation**

Afin d'alimenter en eau potable une part significative des habitants de l'Ouest francilien (environ 400 000 habitants), LDE exploite depuis les années 60 un ensemble de 45 forages en rive gauche de la Seine sur environ 8 km de long et 3 km de large, qui captent l'aquifère de la craie sénonienne (30 Mm<sup>3</sup>/an). La nappe phréatique circule dans un ensemble craie-alluvions et est en communication hydraulique avec le fleuve. La craie sénonienne, très perméable dans les vallées et dans les parties supérieures de la formation, devient compacte et très peu perméable à partir de 30 - 40 m de profondeur et sous recouvrement épais. De part et d'autre de la vallée de la Seine, la craie devient un aquiclude, se trouvant sous couverture tertiaire (Montien, Sparnacien). Les alluvions anciennes et récentes (sables et graviers exploités par les carriers) recouvrent la craie sur une épaisseur de 5 à 15 m. De nombreuses sources de débordement liées à la présence de couches argileuses existent sur les coteaux alentours, et viennent également alimenter le champ captant (Fig. 8-5). Ces apports en provenance des coteaux sont faibles, de l'ordre de 10 %, (SAFEGE, 2011) mais les concentrations en nitrates y sont très élevées, en lien avec les activités agricoles (Archambault et al., 2011).

Depuis les années 1980, pour maintenir la productivité et la qualité de l'aquifère, un système de réalimentation artificielle de la nappe (RAN) a été mis en place, à partir d'eau de Seine traitée (Detay et al., 1994; Detay and Bersillon, 1996; Haeffner et al., 2001; Haeffner, 2007).

Depuis 2006, la RAN a été remplacée par un procédé de géofiltration®, développé par le centre de recherche de Lyonnaise des Eaux et Suez Environnement (le CIRSEE), qui permet de réduire de 20 % la teneur en nitrates de l'eau brute en entrée d'usine grâce aux phénomènes de dilutions et de dénitrification (Haeffner, 2012). L'eau est pompée au travers des berges de la Seine, pour profiter de la dénitrification biologique, puis est réinjectée dans des bassins artificiels de réalimentation (sablères) qui sont des milieux oxydants permettant une déferrisation et une démanganisation quasi totale et dans lesquels l'ammonium résiduel est nitrifié. L'eau stockée dans la nappe joue un rôle de réserve et de barrière hydraulique contre les polluants industriels, ou agricoles.

Les 45 captages sont répartis en différents groupes selon leur localisation, la qualité de l'eau pompée et leur usage (Fig. 8-6).

Les forages du groupe A situés en bordure de Seine à l'Ouest sont dits primaires, ils servent essentiellement à la réalimentation. Ils sont exempts de pollution industrielle, et présentent des caractéristiques similaires à l'eau de Seine avec des concentrations en nitrates de l'ordre de 20-25 mgNO<sub>3</sub>/l. Le fer, le manganèse et l'ammonium sont éliminés par la réalimentation dans les sablières.

Les groupes B et D, sont dits secondaires et servent à la production d'eau potable après traitement en usine. Proches du site de réalimentation, leur eau est de relativement bonne qualité.

Les groupes P et C sont également utilisés en production secondaire, mais sont sensibles à des pollutions industrielles et agricoles.

Les forages C, proches de la Seine, sont affectés par des solvants chlorés d'origine industrielle. Les forages P, proches de l'autoroute, en bordure de coteaux (coteau d'Auber), sont très impactés par les pollutions diffuses agricoles, avec des teneurs en nitrates et pesticides élevées, supérieures à 50 mgNO<sub>3</sub>/l depuis les années 70. Seuls les forages, P1, et P2 dans une moindre mesure, bénéficient de la réalimentation de nappe. Le suivi de l'évolution des teneurs en nitrates dans les captages P5, P4, P3, sera donc particulièrement pertinent pour étudier l'impact de changements de pratiques agricoles.

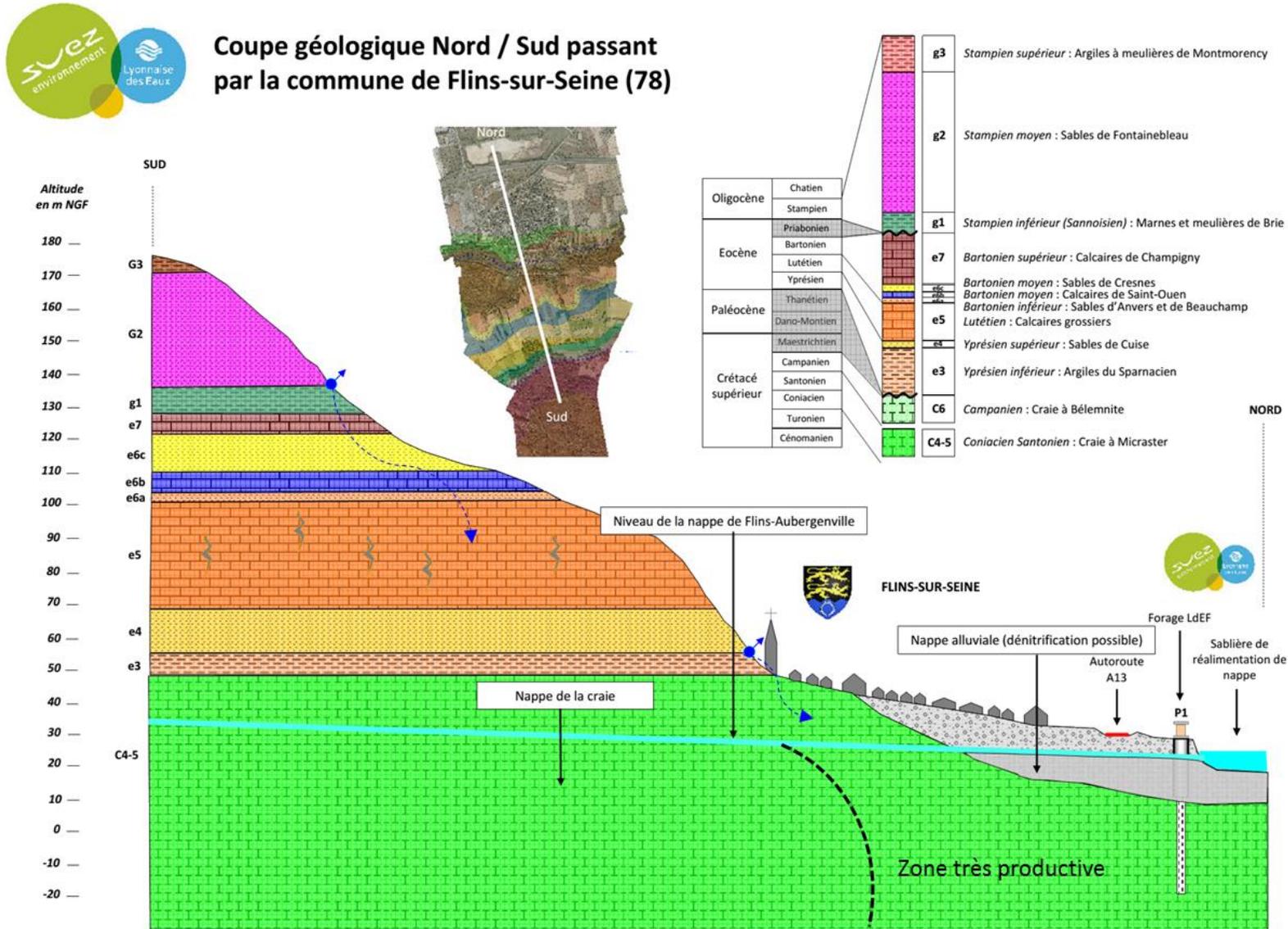


Figure 8-5 : Coupe géologique Nord-Sud de la zone prioritaire, passant par Flins-sur-Seine (source : LDE).

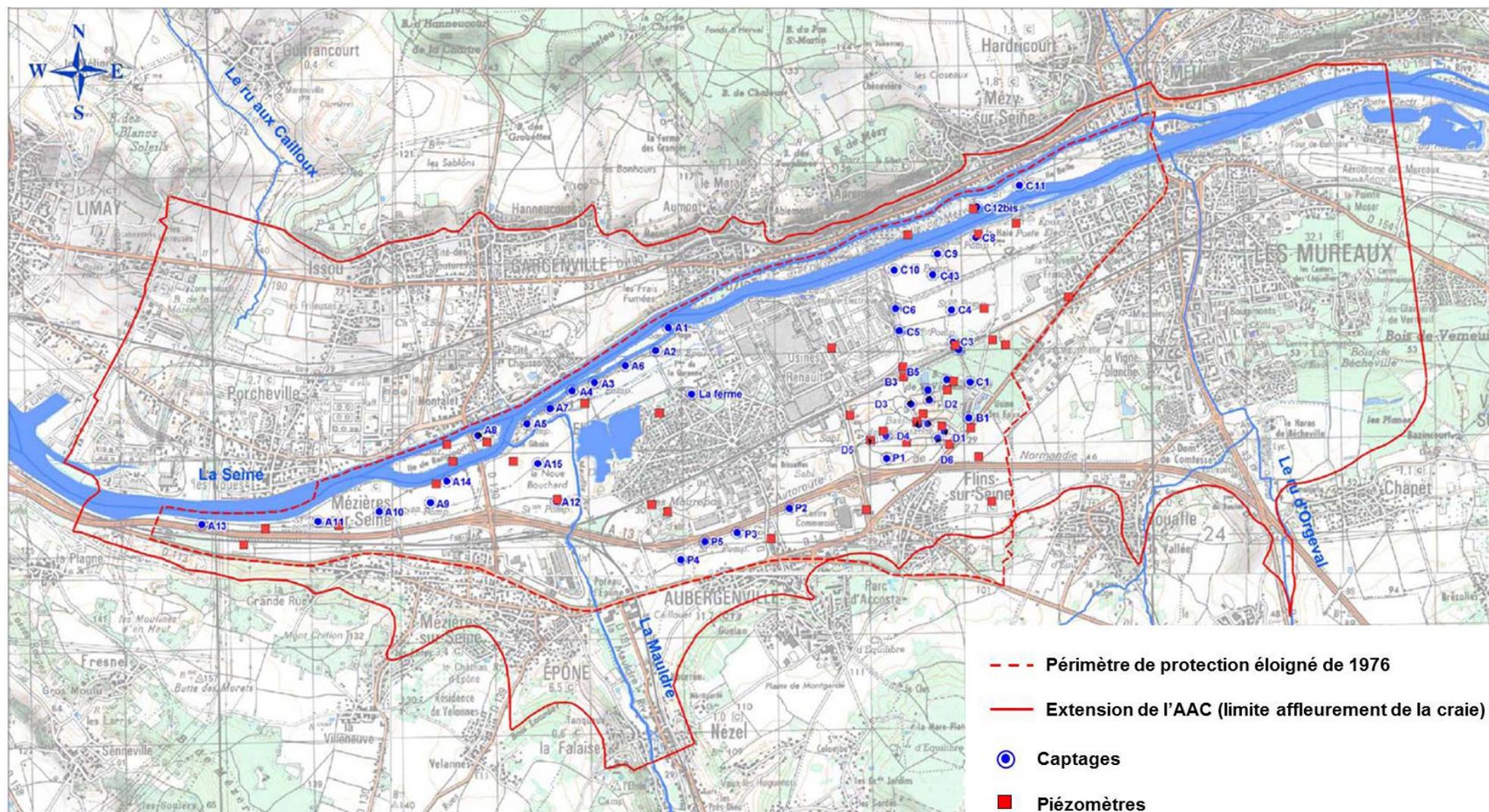


Figure 8-6 : Localisation des ouvrages de prélèvements (source, LDE).

### 3.2 Modèle hydrodynamique

Le champ captant de Flins-Aubergenville a fait l'objet de nombreuses études. Plusieurs modélisations ont été réalisées dans les années 90, notamment pour appréhender l'impact de la réalimentation de nappe (Detay et al., 1992; Haeffner, 1993; Detay et al., 1994).

En 2010, le modèle de nappe fonctionnant sous la plateforme Water model couvrant la période 1985-1996 a été réactualisé par Olivier Gaillard (SAFEGE, 2011), et transféré sous la plateforme Visual Modflow-MT3D. MODFLOW permet de calculer les flux d'eau et les hauteurs piézométriques (Eq.1) à partir de la loi de Darcy et de l'équation de diffusivité.

$$(Eq.1) \quad \frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = Ss \frac{\partial h}{\partial t}$$

Avec :

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  et  $K_{zz}$  : les conductivités hydrauliques selon les axes x, y et z ( $m \cdot s^{-1}$ )

h : le niveau piézométrique (m)

W : le débit par unité de volume ( $s^{-1}$ )

Ss : la capacité de stockage spécifique du milieu poreux ( $m^{-1}$ )

t : le temps

La réactualisation du modèle numérique hydrodynamique s'est faite sur la base des données du précédent modèle (toit et substratum de l'aquifère principal, conductivité hydraulique et emmagasinement) et des données fournies par LDE concernant les précipitations mensuelles mesurées à la station météo de l'usine de Flins, les données piézométriques disponibles et les volumes prélevés pour l'alimentation en eau potable (AEP) ainsi que pour l'industrie et l'agriculture (données AESN).

Le modèle a été à cette occasion étendu pour prendre en compte la ville des Mureaux à l'est du champ captant et la rive droite de la Seine jusqu'à Limay. Il s'agit d'un modèle bidimensionnel, avec des mailles de 100m de côté qui ne considère qu'une seule couche géologique, celle de la craie où sont effectués les prélèvements. Les limites actives du modèle ne tiennent pas explicitement compte des coteaux, et ceux-ci sont donc considérés comme une condition limite de flux imposé par les conditions climatiques (pluies efficaces) en fonction de la superficie des bassins versants amont respectifs. Les variations de niveaux de la Seine ont été prises en compte par le biais de mailles rivières à charge variable, en différenciant 4 biefs afin de restituer le colmatage des berges avec des conductances variant de 100 à 1000  $m^2/j$ . La réalimentation a été prise en compte par le biais de forages d'injection répartis sur les bassins de réalimentation.

Le calage réalisé permet de restituer en régime transitoire les niveaux piézométriques mesurés au pas de temps mensuel sur une période allant de 1990 à nos jours.

Pour cette étude qui vise à reconstituer sur le long terme les flux de nitrates dans le champ captant, le pas de temps du temps du modèle a été étendu en annuel, de 1961 à 2014. Pour les simulations prospectives, les recharges correspondent à la répétition du cycle 1999-2013. Le calcul en dispersif n'est actif qu'en rive gauche.

### 3.3 Modèle hydrodispersif

Les flux d'eau calculés par le modèle hydrodynamique dans chaque maille sont ensuite utilisés dans MT3DMS (Zheng & Wang, 1999) pour simuler le transport des nitrates dans la nappe d'après l'équation de dispersion-convection (Eq.2).

$$(Eq. 2) \quad \frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( \theta D_{ij} \frac{\partial(C^k)}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n$$

Avec :

C : la concentration de l'espèce chimique dissoute dans la cellule k (kg.m<sup>-3</sup>)

Θ : la porosité de la couche

x<sub>i</sub> : la distance selon l'axe x, y, ou z

D<sub>ij</sub> : le coefficient de dispersion hydrodynamique (m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>)

v<sub>i</sub> : la vitesse linéaire dans les porosités selon l'axe x, y, ou z

q<sub>s</sub> : le débit par unité de volume au niveau des sources ou des puits (s<sup>-1</sup>)

C<sub>s</sub><sup>k</sup> : la concentration de l'espèce chimique au niveau des sources ou des puits (kg.m<sup>-3</sup>)

R<sub>n</sub> : réactions chimiques

Comme le modèle ne considère que la couche de la craie ici, la dégradation du polluant par dénitrification est supposée nulle (R<sub>n</sub> = 0). La prise en compte du processus de dénitrification dans les alluvions en bordure de Seine pourra se faire en post-traitement en fonctions des concentrations mesurées dans les forages, et en spatialisant les hauteurs de nappe et la position des sédiments. La dénitrification du procédé de géofiltration® qui se produit lors de la filtration sur berge, est par ailleurs indirectement considérée en injectant dans les puits de réalimentation, la concentration mesurée des eaux filtrées.

Les flux de nitrates sont injectés dans le modèle de deux manières :

i) « Points sources »

On impose une valeur ou une chronique de concentrations mesurées. C'est de cette manière que sont représentées les concentrations dans les mailles rivières de la Seine, et dans les mailles gravières qui servent à la réalimentation.

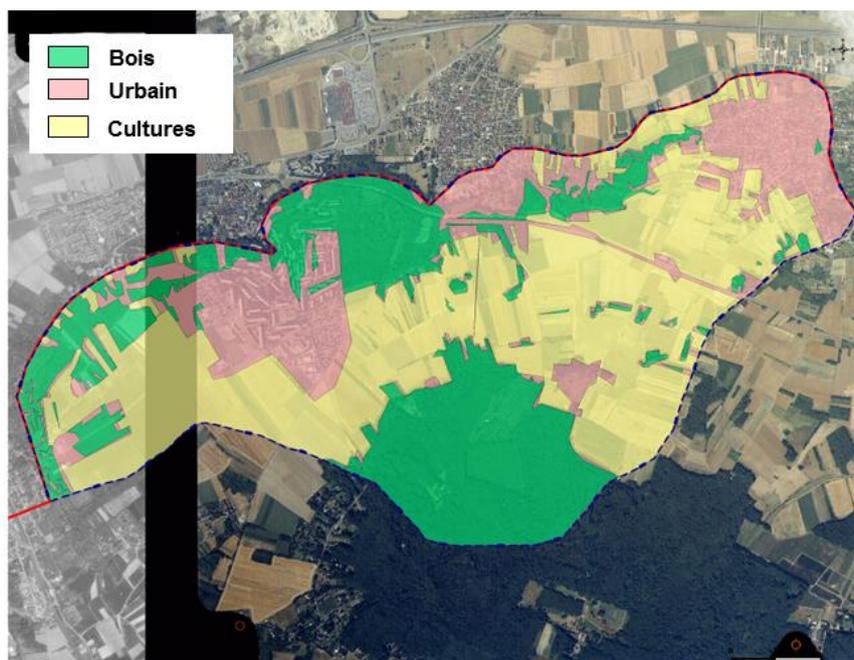
ii) « Recharge concentration » :

Les flux d'azote (en kgN/ha/an) issus des zones agricoles, urbanisées, et boisées sont traduits en concentrations sous-racinaires en les divisant par l'intensité des pluies efficaces, estimée à partir des données de la station météorologique de Flins de 1961 à 2013. Pour les mailles en bordure de coteau, les concentrations nitriques sont les moyennes pondérées des concentrations sous-racinaires de chaque type d'occupation du sol au prorata de sa surface.

### 3.3.1 Spatialisation des flux de nitrates : évolution de l'occupation du sol

Comme précédemment évoqué, la calibration du modèle hydrodispersif, se fait selon un pas de temps annuel, entre 1961 et 2010, en préalable aux simulations prospectives à l'horizon 2080, soit au total des simulations sur 120 ans. Ce choix d'un pas de temps annuel se justifie en raison des temps de calcul mais également du fait de la nature des données accessibles pour les cinquante dernières années. Il s'agit en effet de pouvoir reconstituer les grandes tendances des concentrations nitriques observées dans les différents groupes de forages en fonction de l'évolution de l'occupation des sols et des modifications des pratiques agricoles et de l'assainissement urbain.

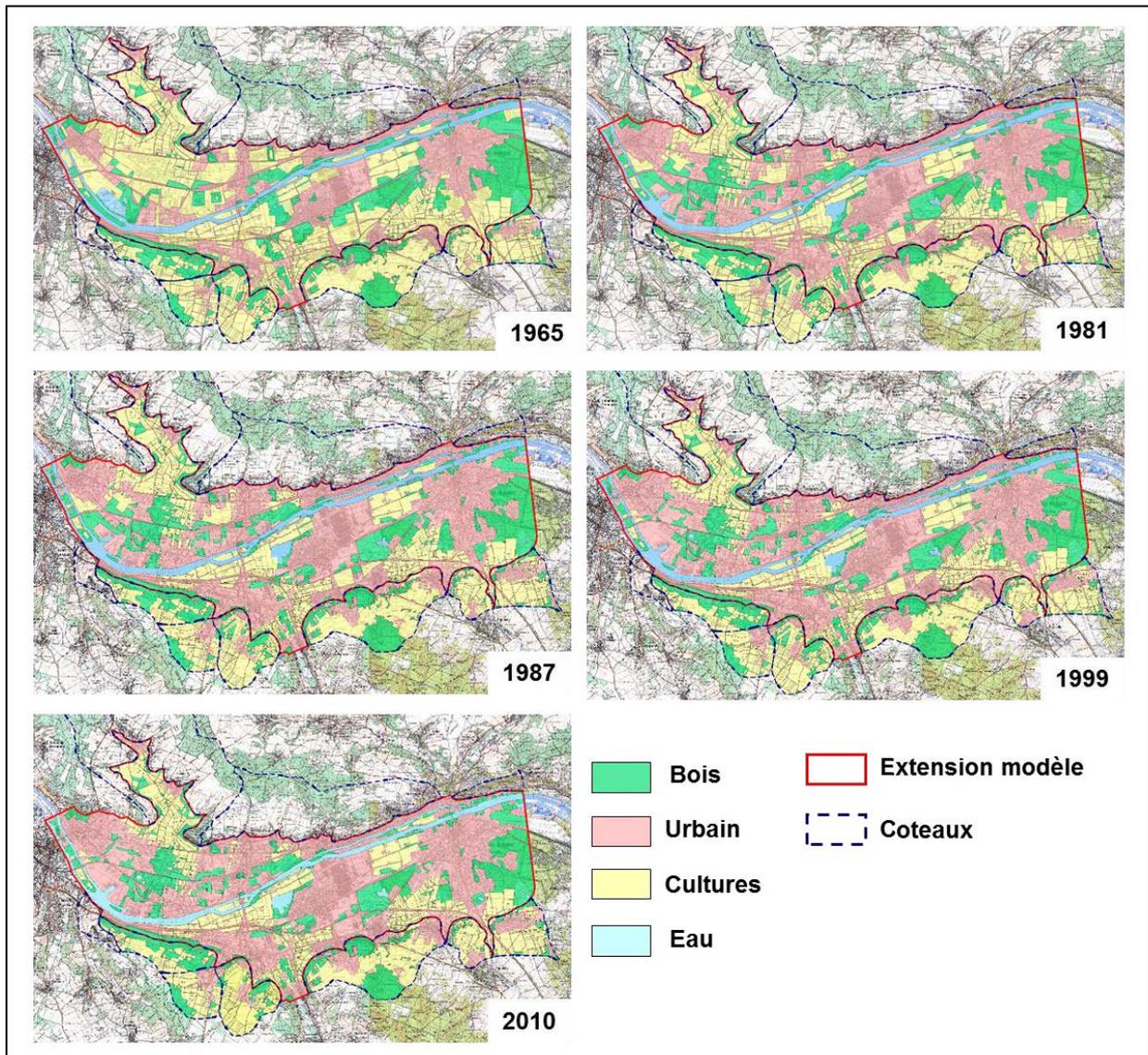
L'évolution de l'occupation du sol de l'AAC a été reconstituée sous SIG pour 5 périodes à compter des années 1965, 1981, 1987, 1999 et 2010, à partir des photos aériennes (Figure 8-7), disponibles sur le site de l'IGN (<http://www.ign.fr>). Pour 2010, les photos aériennes ne sont pas disponibles ; les photos de 2008 ont alors été comparées aux images satellitaires récentes en ligne sur le géoportail (<http://www.geoportail.gouv.fr>) qui n'ont montré aucune évolution notable. Quatre types d'occupation des sols ont été définis : Cultures, Bois, Zones urbaines et Eau.



**Figure 8-7 :** Détermination de l'occupation du sol sur le coteau d'Aubergenville en 1999 par traitement SIG de photos aériennes (Source : SAFEGE).

Le recul des surfaces en cultures est particulièrement visible dans la plaine alluviale (Figure 8-8). Entre 1965 et 2010, les surfaces cultivées y sont divisées par deux (-40 % entre 1965 et 1981 déjà), et remplacées par l'urbain. En comparaison, les surfaces cultivées sur les coteaux se maintiennent.

Pour les 5 sous-périodes considérées, il convient maintenant d'attribuer à chaque type d'occupation du sol, une chronique de flux de nitrates.



**Figure 8-8 :** Evolution l'occupation du sol de 1965 à 2010 au droit des limites actives du modèle de nappe, et sur les coteaux Sud (Source : SAFEGE).

### ***3.3.2 Estimation des flux d'origine agricole entre 1941 et 2010***

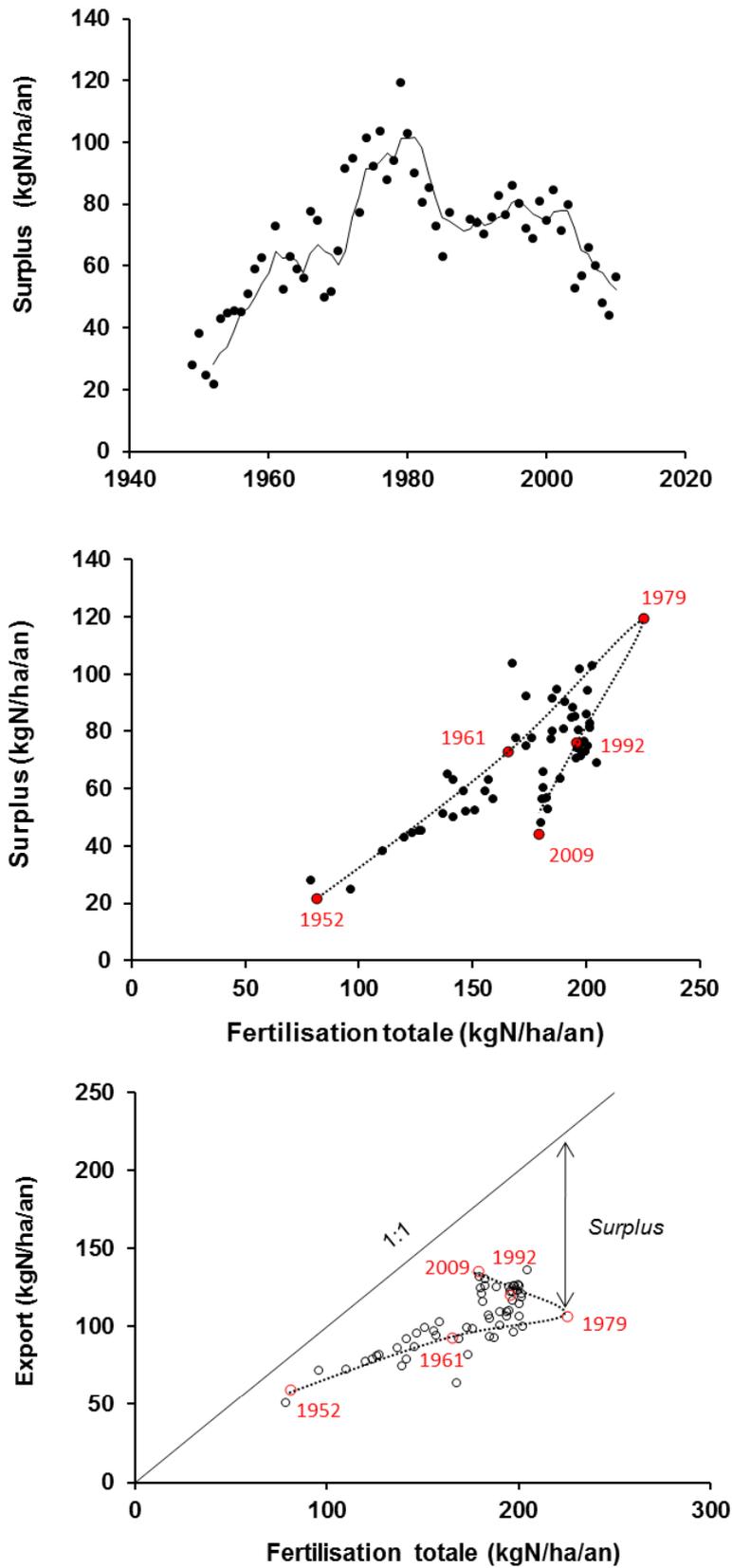
L'apport spécifique de ce travail de thèse a été d'estimer les flux sous-racinaires lixiviés annuellement à partir d'une étude statistique territoriale des surplus azotés sur terres arables pour le département des Yvelines entre 1941 et 2010 ainsi que d'élaborer et d'interpréter des scénarios de perspectives agricoles.

Le surplus, encore appelé balance azotée des sols (Soil Surface Balance, SSB) se définit par le solde du bilan des apports d'azote au sol (par les engrais de synthèse, les engrais organiques, la fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques) et des exportations d'azote par la récolte et le pâturage. Le surplus d'azote non valorisé peut être stocké dans le pool de matière organique du sol ou volatilisé vers l'atmosphère sous forme ammoniacale ou après dénitrification, ou encore être entraîné vers l'hydrosystème par l'infiltration et le ruissellement, en cela il constitue un bon indicateur de la contamination nitrique de l'environnement (Oenema et al., 2003; Oenema et al., 2005; de Vries et al., 2011). Un grand nombre d'études expérimentales (bougies poreuses, lysimètres, carottages) montrent que la lixiviation est la destination principale du surplus sur terres arables (voir chap.4) (Billen et al., 2013).

La reconstitution historique du surplus a nécessité un important travail de collecte et d'interprétations de données d'origines diverses.

- (i) Les statistiques agricoles annuelles départementales (pour le département Seine-et-Oise jusqu'en 1968, puis pour le département des Yvelines de 1969 à 2010) ont permis d'accéder aux surfaces et rendements des différentes productions ainsi qu'à la densité de cheptel. Les données anciennes sous format papier ont été acquises auprès de la Direction régionale et interdépartementale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt d'Ile-de-France (DRIAAF), et les données récentes ont été extraites du site internet « DISAR » du ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire ([www.agreste.agriculture.gouv.fr/](http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/)).
- (ii) L'estimation de la fertilisation organique et minérale a été réalisée en combinant des informations issues des ventes d'engrais dans le département ([www.unifa.fr](http://www.unifa.fr)), des enquêtes pratiques culturales de 1994, 2001, et 2006 et pour les données anciennes de documents papiers de la DRIAAF et d'un ouvrage sur la physiologie de la fertilisation en France pour les années 40-50 (Richard, 1951).
- (iii) La fertilisation symbiotique a été estimée selon une loi empirique reliant le contenu en azote de la production aérienne et le taux de fixation symbiotique (Anglade et al., in press).
- (iv) Les données de modélisation de l'EMEP (<http://www.emep.int/>, European Monitoring and Evaluation Programme) ont permis d'estimer les dépôts atmosphériques.

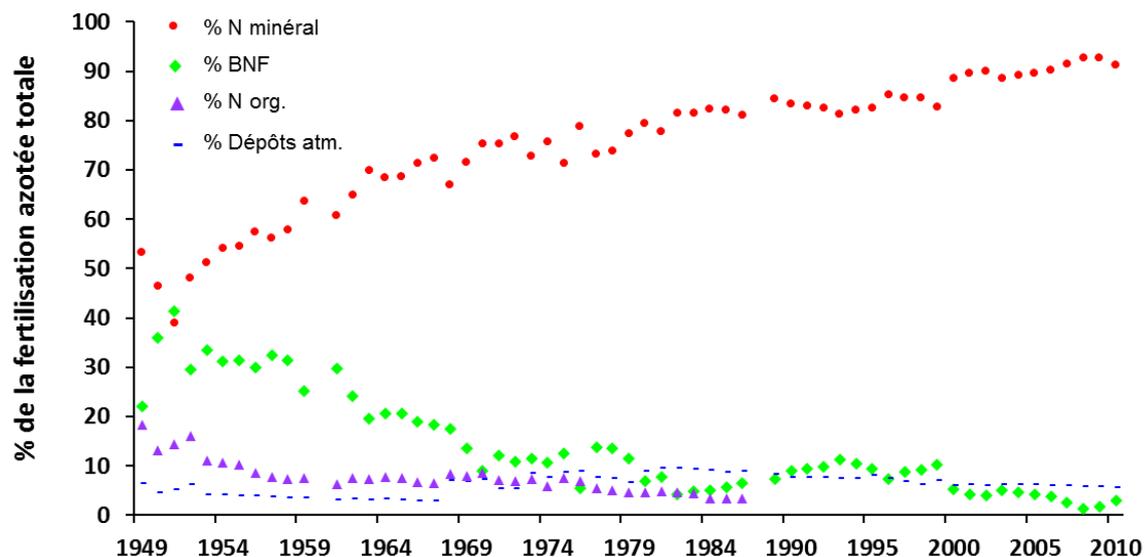
On observe que depuis les années 90, après l'augmentation majeure du surplus depuis la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle atteignant son maximum en 1979 (119 kgN/ha/an), une importante réduction est survenue, en lien avec une réduction des apports et une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote (Fig. 8-9).



**Figure 8-9 :** Evolution du surplus azoté des sols agricoles du département des Yvelines depuis 1950 (la courbe représente la moyenne mobile sur 4 ans) (haut). Evolution du surplus azoté (milieu) et des rendements moyens à par ha (bas) en fonction de la fertilisation totale.

L'augmentation notable du surplus à partir des années 50 traduit bien une phase d'intensification, où les surfaces en légumineuses ont progressivement disparu au profit des céréales, cultivées avec un recours de plus en plus massif aux fertilisants de synthèse (Fig. 8-10).

En 2010, dans le département des Yvelines, le surplus retrouve un niveau comparable à celui des années 60 mais avec une capacité d'exportation productive considérablement plus importante (Fig. 8-9).



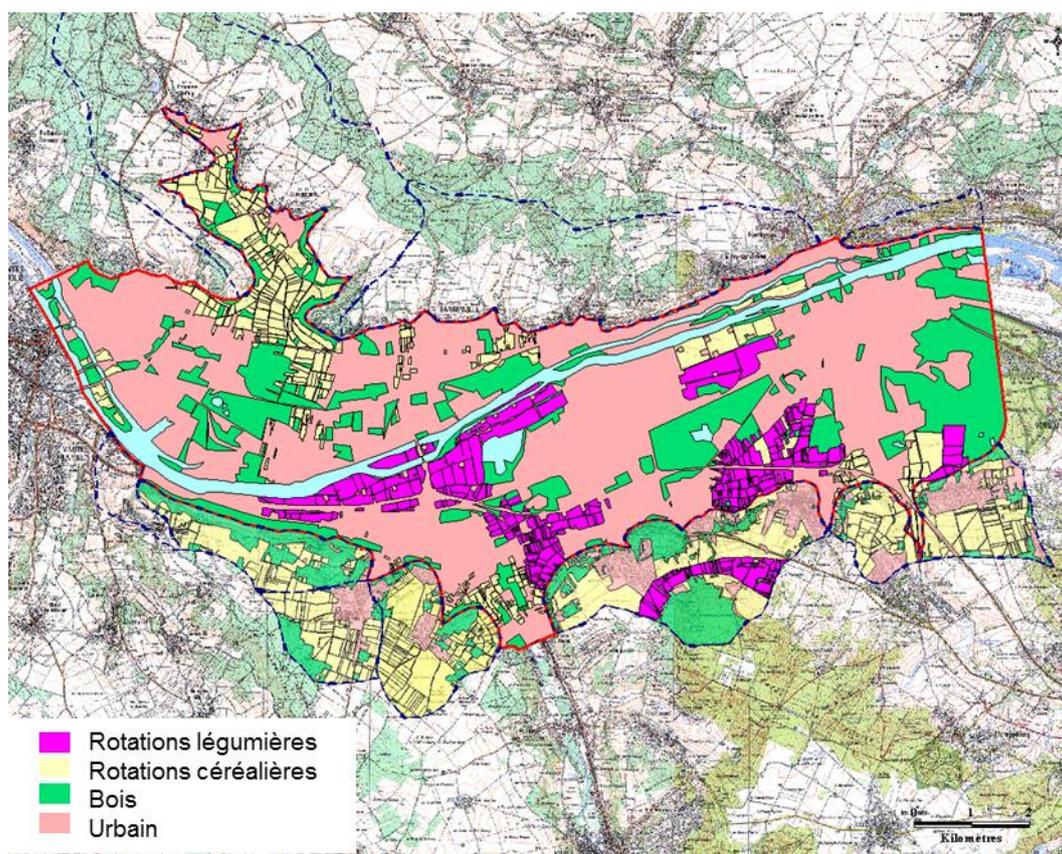
**Figure 8-10 :** Evolution de la proportion dans la fertilisation totale des différentes formes d'apports azotés au sol.

Ces données rendent bien compte de l'évolution globale des pratiques agricoles à l'échelle du département des Yvelines, et sont représentatives des exploitations de grandes cultures céréalières. Toutefois, l'orientation de l'AAC n'est pas uniforme. Certaines exploitations insèrent des légumes de plein champ dans les rotations céréalières, ce qui pourrait conduire à des surplus plus élevés que la moyenne départementale. Les données recueillies par *Terralys* lors du diagnostic des pressions en 2010 sont trop incomplètes pour calculer des surplus et localiser la totalité des parcelles avec des cultures légumières.

Le croisement du référentiel régional pédologique d'Ile-de-France au 1/250 000e (Annexe, Fig. A8-1) avec le Registre Parcellaire Graphique (RPG,) des années 2007 à 2010 rendu disponible par l'Agence de service et paiement (<http://www.asp-public.fr>), qui correspond aux îlots PAC déclarés par les exploitants, nous a permis d'identifier les rotations majoritaires de l'AAC par type de sols et de calculer les surplus associés.

Les rotations de grandes cultures céréalières avec légumes de plein champ (légumes-orge-orge ou maïs-blé-blé-légumes-orge) occupent principalement les sols sableux (92-93) et argilo-calcaires (36). Ainsi, pour simplifier, nous considérons les parcelles cultivées en rotation légumière comme étant les îlots PAC du RPG 2010 sur les sols 92-93 et 36 (Fig. 8-

11) et nous faisons l'hypothèse qu'à minima les mêmes surfaces étaient occupées par des cultures légumières dans le passé. Sur 2007-2010, on calcule un surplus moyen sur rotations légumières de 75 kgN/ha/an, alors qu'il est de 54 kgN/ha/an en grandes cultures sans légumes, soit une majoration de 34%. Faute d'informations plus précises, et afin de minimiser les hypothèses de calage, nous considérons sur toute la chronique que les surplus des parcelles avec légumes sont 34 % supérieurs aux surplus calculés à partir des données départementales qui représentent bien les rotations de grandes cultures observées (maïs-blé-blé et colza-blé-blé-orge).



**Figure 8-11 :** Localisation dans la zone prioritaire (rive gauche), des parcelles avec des cultures légumières.

Les chroniques de concentrations sous-racinaires alimentant le modèle de nappe sont obtenues en considérant que 70 % du surplus est entraîné par les pluies efficaces (P-ETP). On montre en effet que sur terres arables, lorsque la couverture automnale des sols n'est pas systématique, les flux d'azote lixiviés mesurés (en bougies poreuses ou lysimètres), sont de l'ordre de 70% (cf. Chapitre 4) ; les 30 % restant alimentent le pool de matière organique du sol ou constituent des pertes gazeuses par volatilisation et/ou dénitrification.

### ***3.3.3 Estimation des flux d'origine urbaine***

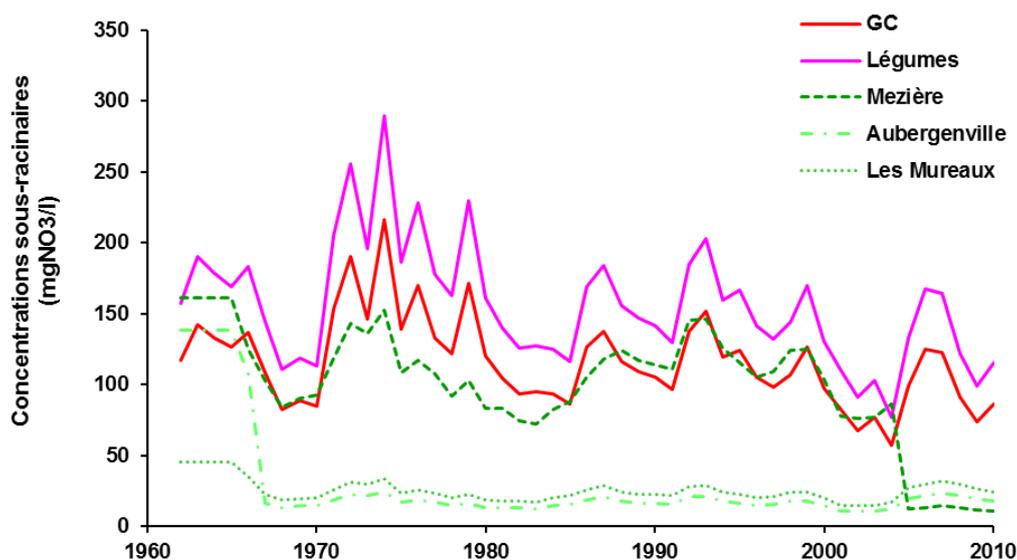
Comme pour les flux agricoles, les flux d'azote issus de l'assainissement sont calculés à la fois à partir de données actuelles et des données historiques.

***Situation actuelle-*** La surface urbanisée reliée à une station d'épuration des eaux usées (STEP) est localisée et mesurée. Les flux issus de la STEP sont calculés en fonction du nombre d'habitants raccordés, du flux théorique rejeté par équivalent habitant et de la perte estimée dans les réseaux de collecte d'effluents non traités.

Nous faisons l'hypothèse que toute la population est raccordée au réseau d'assainissement collectif dès lors que la STEP est mise en service (1970 pour Aubergenville, 1998 pour Les Mureaux et 2005 pour Mézières). D'après l'Arrêté du 9 décembre 2004 relatif au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution, la quantité de pollution journalière à prendre en compte pour chaque équivalent habitant est fixée à 15 gN/j. Les pertes réseaux sur le linéaire sont estimées à 5 % (Observatoire de l'eau en Seine-et-Marne, 2013). Les flux issus de chaque coteau le sont en proportion de la surface urbanisée sur le coteau par rapport à la surface urbanisée totale reliée à la STEP.

***Evolutions passées-*** L'évolution des pertes azotées d'origine urbaine tiennent à la fois compte de l'évolution des surfaces urbanisées (Fig. 8-8), de l'évolution dans les modes d'assainissement (taux de raccordement, conformité des installations) à partir des schémas d'assainissement anciens (SDA) et de l'évolution de la population (INSEE). Avant la mise en service des STEP, les flux d'azote sont issus d'assainissements non collectifs (ANC). On suppose 10 % des installations conformes et 90 % non conformes, et on considère un taux d'abattement de l'N de 50 % si le dispositif ANC est conforme et 30 % s'il est non conforme.

Comme pour les flux de lixiviation issus des zones cultivées, les flux d'azote ainsi calculés, compris entre 5 et 55 kgN/ha/an, sont convertis en concentrations nitriques (mgNO<sub>3</sub>-/l) via les pluies efficaces (Fig. 8-12). Pour Aubergenville et Les Mureaux, les rejets ont peu évolué dans le temps car l'augmentation de la population a été suivie d'une plus grande efficacité dans les traitements. Pour Mézières, la mise en service de la STEP en 2005 marque un changement majeur.

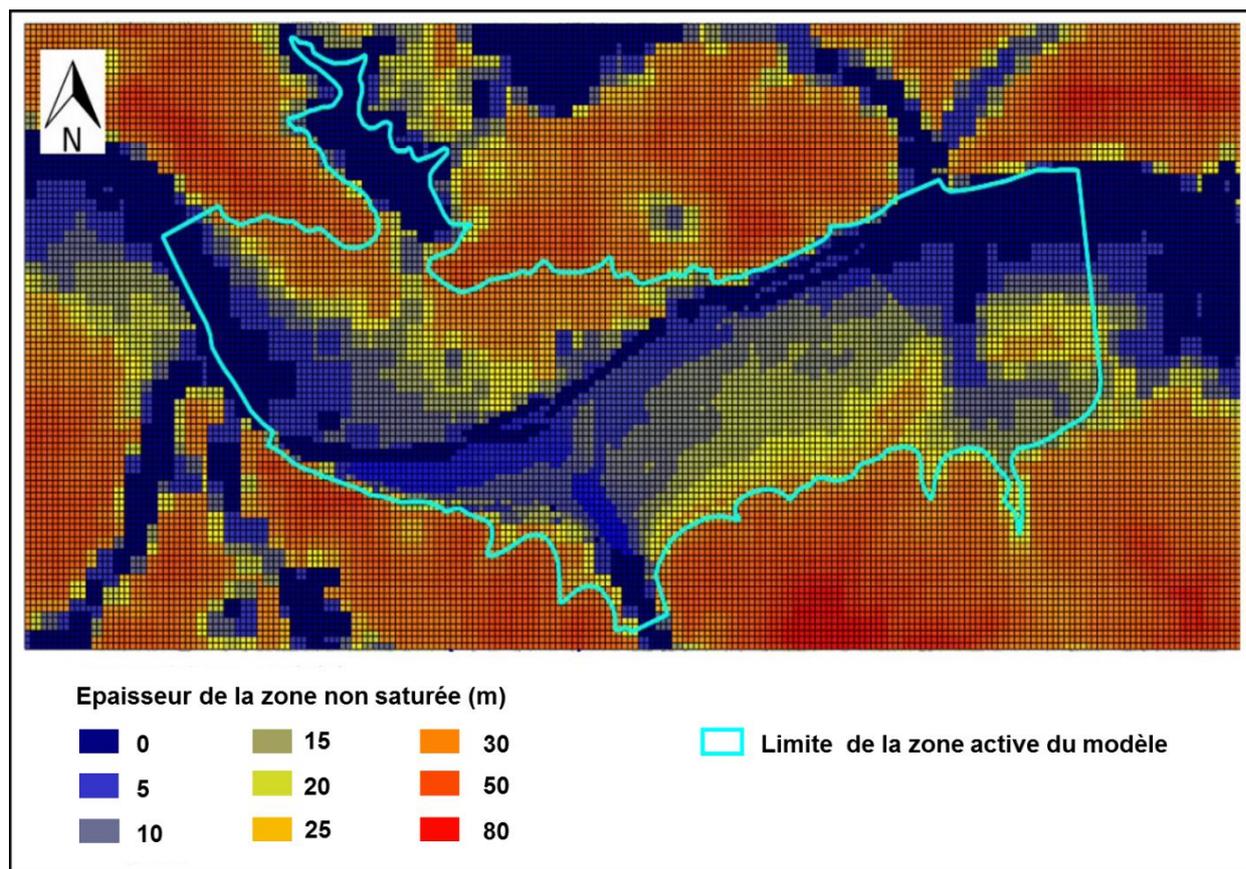


**Figure 8-12 :** Concentrations sous-racinaires en entrée du modèle de nappe, en différenciant celles des rotations légumières et celles de grandes de cultures (GC) pour les zones cultivées, et les pertes liées à l'assainissement pour les communes de Mézières, Aubergenville et Les Mureaux.

### 3.3.4 Temps de transfert dans la ZNS et déphasage depuis les coteaux

Les temps de transfert des nitrates dans la zone non-saturée (ZNS), sont pris en compte en considérant une vitesse de migration verticale homogène de 1 m/an, en cohérence avec les valeurs renseignées dans la littérature (Hani et al., 2006; Arnaud et al., 2009; Philippe et al., 2008). Ainsi, en chaque maille du modèle, est appliqué un déphasage de la chronique de concentration des nitrates en fonction de l'épaisseur de la zone saturée (définie comme la différence entre le niveau topographique et le toit de la nappe), de l'ordre de 5 ans à proximité de la Seine, jusqu'à 30-40 ans plus au Sud en bordure de coteaux (Fig. 8-13).

Les limites actives du modèle ne prennent pas en compte les coteaux qui sont considérés comme une condition de flux imposé dans le modèle hydrodynamique en fonction de la superficie de chaque bassin versant amont. Or ceux-ci influencent directement les concentrations mesurées dans les forages P qui sont les plus sensibles aux pollutions agricoles et ce avec un décalage temporel probablement important en lien avec la complexité géologique (Fig. 8-5).



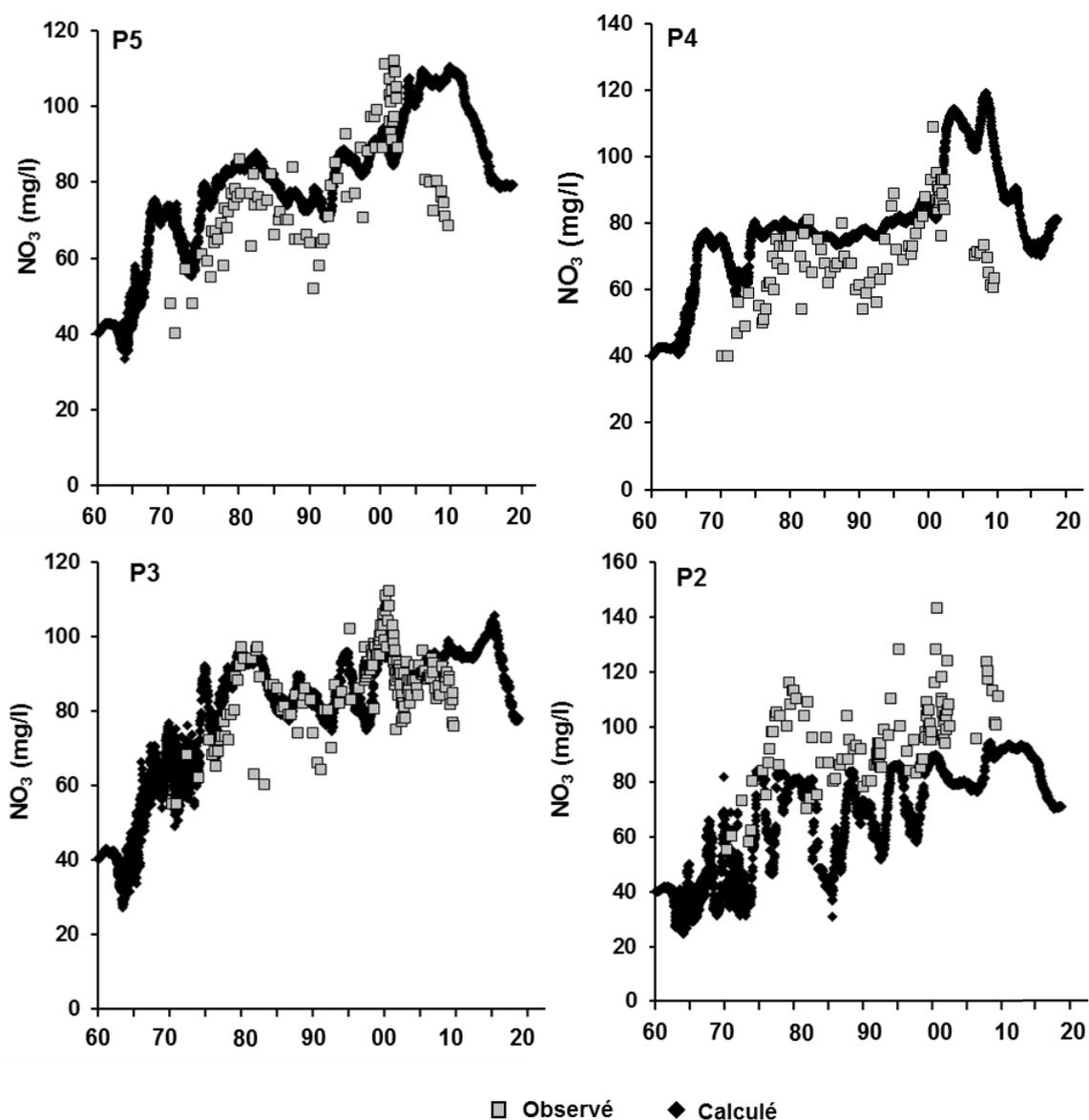
**Figure 8-13 :** Carte d'épaisseur de la zone non saturée (Lemaire, 2013).

Afin de mieux appréhender ces temps de transferts en provenance des coteaux, nous avons effectué des prélèvements (fin janvier 2015) dans un étang de la commune de Flins-sur-Seine alimenté par les eaux souterraines de l'Yprésien supérieur (sables de Cuise), pour datation par dosage des composés chloro-fluoro-carbonés (CFC), et de l'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>). Les CFC et le SF<sub>6</sub> sont des gaz anthropiques (réfrigérants, solvants, gaz propulseurs, isolants électriques) dont la production n'a commencée qu'au milieu du XX<sup>ème</sup> siècle, ce qui en fait de réels traceurs des eaux souterraines infiltrées au cours des 50 ans dernières années (Labasque et al., 2006 ; Vergnaud-Ayraud et al., 2008 ; Aquilina et al., 2012). Le dosage de ces composés qui nécessite un matériel analytique de pointe avec des limites de détection de concentrations très faibles de l'ordre de la picomole (système de « Purge and Trap » puis analyse par chromatographie en phase gazeuse) a été réalisé à l'OSUR de Rennes 1 par Virginie Vergnaud (plateforme CONDANTE).

Sur les deux points de prélèvements effectués, l'âge moyen apparent est d'environ  $25 \pm 3$  ans (Annexe). Les taux de nitrates élevés, de l'ordre de  $75 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$ , mesurés lors des prélèvements pour la datation sont concordant avec cette estimation, puisqu'ils correspondent aux teneurs reconstituées pour les années 1980 (Fig. 8-12).

Le calage des chroniques de concentrations de nitrates issues des coteaux par calage aux concentrations observées dans les forages P, donne un temps de transfert moyen de 30 ans (Figure 8-8). Notons, qu'il y a un décalage d'amplitude dans le puits P2, qui s'explique par l'influence de la réalimentation.

D'une façon plus générale, le calage (vitesse de migration dans la ZNS 1m/an et reconstitution des flux de nitrates d'origines diverses) rend bien compte des concentrations observées dans la plupart des puits, tant dans la dynamique que dans l'amplitude. Seuls certains puits en bordure de Seine sont mal rendus par cette simulation : des phénomènes de dénitrification, non pris en compte dans le modèle, sont certainement responsables des concentrations observées inférieures à 10 mgNO<sub>3</sub>/l. La robustesse du calage, nous permet d'élaborer des scénarios prospectifs qui intégreront à la fois les changements, et les influences passées.



**Figure 8-14 :** Concentrations observées et calculées dans les forages P sous influence des coteaux agricoles.

### ***3.3.5 Scénarios de modification des pratiques***

Les simulations prospectives couvrent la période 2014-2080, en considérant pour la recharge la répétition du cycle climatique observé sur la période 1999-2013. On fait l'hypothèse que les volumes de pompage (et de réinjection dans les gravières) restent inchangés, et correspondent à la valeur moyenne des trois dernières années. L'occupation du sol (zones cultivées, zones urbaines, et zones boisées) est inchangée par rapport à 2014, afin de pouvoir observer les tendances évolutives liées aux seules pratiques agricoles. Deux scénarios ont été élaborés pour évaluer l'impact de changement de pratiques agricoles (fertilisation, CIPAN), ou de systèmes de cultures (agriculture biologique), sur le niveau de contamination nitrique de la nappe. Il s'agit à la fois d'évaluer l'écart à la situation présente, ainsi que l'écart à la norme sanitaire de 11.3 mgN/l (50 mgNO<sub>3</sub>/l) dans les différents groupes de forages, en particulier dans les forages P les plus impactés par les pollutions diffuses agricoles.

#### ***Scénario A : Prescriptions réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture des sols***

Ce premier scénario consiste en l'application stricte des récentes prescriptions réglementaires de fertilisation, et d'obligation de couverture automnale des sols de la Directive Nitrates sur l'ensemble des parcelles cultivées de la zone prioritaire (plaine alluviale et coteaux du Sud). Il s'agit d'évaluer si le raisonnement de la fertilisation et l'introduction de cultures intermédiaires pièges à azote pourrait suffire à réduire durablement la contamination nitrique au droit de l'AAC sans modification des systèmes de cultures ni des objectifs de rendements (en gardant à l'esprit la persistance de l'impact en termes de pesticides).

Suite au dernier contentieux de la France avec la Cour de Justice Européenne lié à l'insuffisance des programmes d'actions nitrates sur les zones vulnérables par rapport aux exigences de la Directive nitrates, les programmes d'actions départementaux ont été remplacés par un programme d'action national constitué de mesures communes à l'ensemble des zones vulnérables ainsi que par des programmes d'actions régionaux qui précisent les actions à renforcer pour atteindre les objectifs de reconquête et de préservation de la qualité des eaux vis-à-vis de la pollution par les nitrates. Parmi ces actions figurent la couverture automnale des sols et le respect de l'équilibre de fertilisation minéral par rapport aux besoins de la culture. Si cet équilibre est une condition nécessaire pour minimiser les pertes d'azote par lixiviation, il n'en est pas une condition suffisante. Les bilans, limités à la période de culture, ne couvrent pas la période principale de risques de lessivage.

Pour les principales rotations observées sur le champ captant (identifiées, par type de sol à partir du RPG et du référentiel d'Ile-de-France), nous avons calculé le bilan SSB (Tableau 8-2) selon les prescriptions réglementaires d'équilibre de la fertilisation, d'après la méthode de calcul du COMIFER et les références régionales consignées dans l'arrêté préfectoral N°2014153-0010 pour la région Ile-de-France (Préfet de la région Ile-de-France, 2014). Nous nous plaçons dans l'hypothèse de la réalisation de l'objectif de rendement pour lequel la préconisation a été établie. Nous n'envisageons donc pas ici le cas d'une sur-fertilisation liée à la non réalisation de l'objectif de rendement. Notons pourtant que ce cas se produit en moyenne une fois sur deux, puisque l'objectif est défini comme la médiane des rendements réalisés au cours des 5 années précédentes sur l'exploitation. Ces calculs montrent qu'une marge de manœuvre existe encore pour équilibrer la fertilisation sur ce territoire, en comparaison des pratiques actuelles.

**Tableau 8-2 :** Valeurs des surplus azotés en fonction des principales rotations et types de sols résultant des pratiques culturales actuelles (référence 2010) et des prescriptions réglementaires de fertilisation d'après la méthode du COMIFER, et coefficient de lixiviation du surplus associé aux mesures réglementaires de couverture automnale des sols.

AC	Rotations principales	Surplus "Actuel" kgN/ha/an	Surplus "COMIFER" kgN/ha/an	Coef. Lixiviation (incl. CIPAN)
Sol 102	*Maïs-Blé-Blé	49	30	57%
Sol 92	*Maïs-Blé-Blé- <sup>*</sup> Légumes-Orge(h)	85	64	60%
Sol 93	*Légumes-Orge(h)-Orge(h)	74	58	57%
Sols 59/60	Colza- <sup>*</sup> Blé-Blé-Orge(h)	55	42	68%
Sol 36	*Maïs-Blé-Blé- <sup>*</sup> Légumes-Orge(h)	64	56	60%
Sols 39/64	Colza- <sup>*</sup> Blé-Blé-Orge(h)	54	52	68%

*\*CIPAN (moutarde) précédant la culture principale*

Le 5<sup>ème</sup> programme d'action de la Directive Nitrates prévoit sur les zones vulnérables l'implantation réglementaire de cultures piège à azote (CIPAN) pendant les intercultures longues avant les cultures de printemps (ici, maïs et légumes) et en intercultures courtes après colza, afin de réduire la lixiviation.

Les CIPAN ne sont généralement pas récoltées et sont donc neutres dans le bilan SSB (excepté lorsqu'elles intègrent des légumineuses apportant de l'azote par fixation symbiotique), alors que leur utilisation induit une importante réduction des pertes azotées par lixiviation.

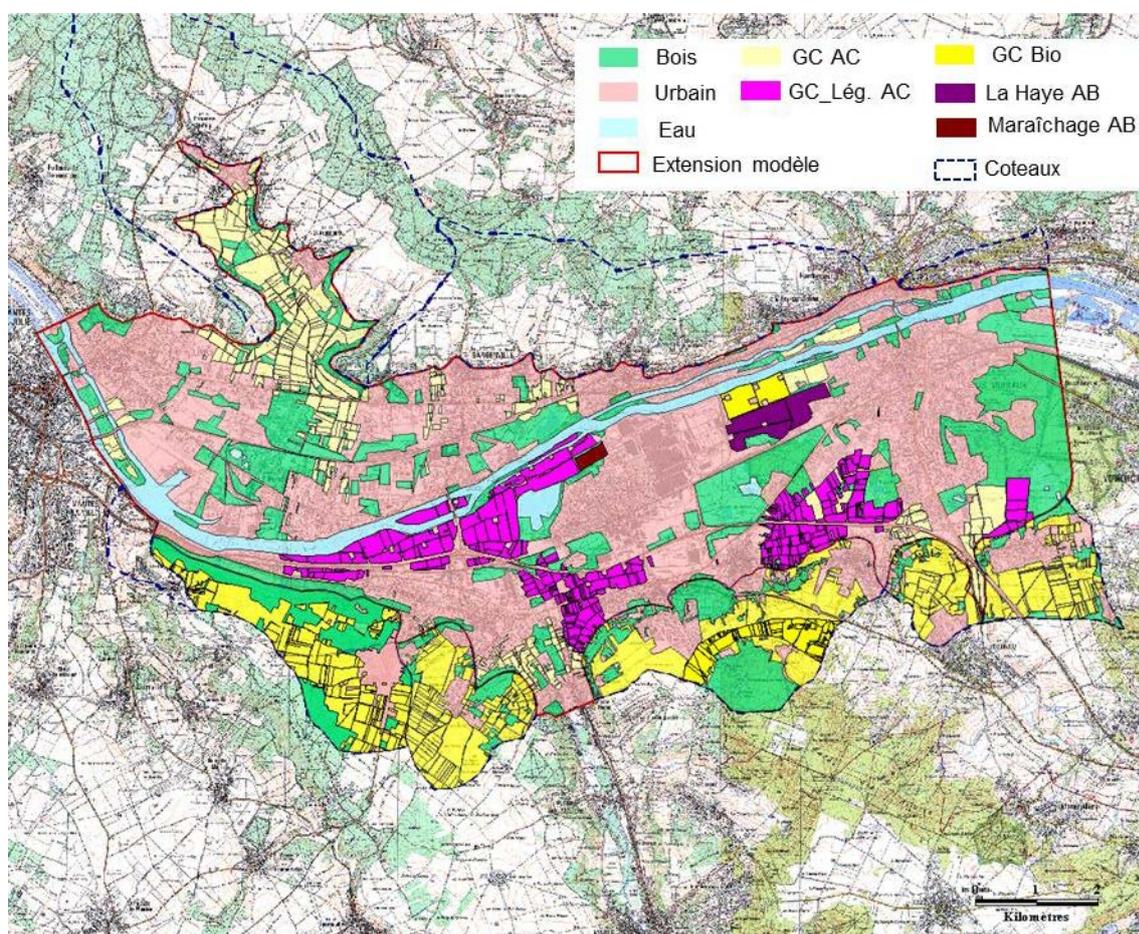
Dans le chapitre 4, nous avons construit un indice de couverture automnale (ICA), qui représente le taux d'abattement moyen de la lixiviation à l'échelle de la rotation : il est défini par la somme des abattements de chaque interculture divisé par le nombre de termes de la rotation. Nous obtenons ainsi pour chaque rotation, un coefficient de lixiviation du surplus (100-ICA) calculé à l'échelle de la rotation, qui tient compte des obligations d'implantation de CIPAN (Tableau 1).

Ainsi, de nouvelles chroniques de concentrations sont calculées pour tenir compte de la diminution des surplus liée à une meilleure gestion de la fertilisation minérale, et de la réduction de la fraction lixiviée du surplus grâce aux CIPAN. En fonction des conditions climatiques, les concentrations sous-racinaires injectées dans le modèle pour ce scénario sont comprises entre 36 et 71 mgNO<sub>3</sub>/l pour les rotations de grandes cultures, et entre 48 et 102 mgNO<sub>3</sub>/l pour les rotations légumières. On s'attend donc à une amélioration de la qualité de la nappe par rapport à la situation de référence (Fig. 8-12).

**Scénario B : Prescriptions réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture des sols**

Le cahier des charges des MAET proposées sur la zone prioritaire, et la structuration d'une filière bio pour les légumes de 4ème gamme orientent clairement les productions vers les cultures biologiques céréalières, légumières et de maraîchage.

Ce second scénario prévoit une conversion généralisée des sols cultivés des coteaux en grandes cultures biologiques, soit 1202 ha. Il tient également compte de la ferme de la Haye déjà en agriculture biologique depuis 2010, ainsi que de l'installation prévue en 2015 d'une exploitation en maraîchage biologique. Ainsi on arrive à près de 90 % de bio sur la zone prioritaire sur laquelle les MAET peuvent être contractualisées. Les parcelles restantes dans la plaine alluviale demeurent en agriculture conventionnelle mais en suivant les prescriptions réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture du sol du scénario A.



**Figure 8-15 :** Localisation des parcelles cultivées en agriculture biologique (ferme de la Haye et maraîchage dans la plaine alluviale et grandes cultures sur les coteaux) et conventionnel raisonné (rotations GC et légumières) dans le scénario B.

Les 100 ha de la ferme de la Haye, sont situés dans les terres sableuses de la plaine alluviale, à proximité des forges C7, C13 et C6. D'après les informations récoltées auprès de l'exploitant, les rendements céréaliers y sont faibles (de l'ordre de 30 quintaux), l'exploitant tire son principal revenu (75 % du chiffre d'affaire de l'exploitation) des cultures légumières de plein champs (carottes principalement), cultivées en alternance avec la luzerne (2 ans) et les

céréales (2 ans) dans une rotation de 5 ans. Le surplus calculé pour cette rotation est de 75 kgN/ha/an, de l'ordre des surplus observés pour les rotations conventionnelles avec légumes.

La parcelle qui vient d'être allouée à un jeune maraîcher, d'une surface de 11 ha à terme, est également située dans la plaine alluviale, à proximité du captage Lf. Nous avons précédemment montré (chapitre 6) que les surplus générés par les exploitations maraîchères biologique peuvent être très variables selon le degré d'intensification et atteindre des surplus de l'ordre de 125 kgN/ha/an (Anglade et al., soumis, cf. Chapitre 6). Pour évaluer les pertes azotées en maraîchage biologique, nous nous sommes basés sur le réseau de 6 exploitations biologiques pour lesquelles nous avons pu évaluer la relation fertilisation-rendement-surplus sur l'ensemble de l'assolement. Nous avons sélectionné une ferme de référence dans le département des Yvelines à bas niveaux d'intrants (fertilisation totale moyenne annuelle < 60 kgN/ha/an essentiellement sous forme de compost de déchets verts), et présentant un surplus relativement modéré de 31 kgN/ha/an en comparaison d'autres exploitations maraîchères biologiques plus intensives.

A partir de l'étude des performances agro-environnementales des rotations bio de grandes cultures dans le bassin de la Seine (Anglade et al., soumis, cf. Chapitre 3), nous avons sélectionné une rotation 'type' de 9 ans qui pourrait être généralisée sur les coteaux compte tenu des conditions pédoclimatiques, à savoir : luzerne-luzerne-luzerne-blé-triticales-légumes-pois-blé-orge. L'exploitation de référence réalisant cette rotation est en agriculture biologique depuis près de 20 ans, présente de très bonnes performances agronomiques, avec un surplus moyen de seulement 24 kgN/ha/an pour un niveau de rendement équivalent (182 kgN/ha/an), à ceux de l'agriculture conventionnelle, grâce à la luzerne riche en N.

Les CIPAN sont également obligatoires en grandes cultures bio avant les cultures de printemps. De surcroît, les systèmes bio bénéficient de la présence de cultures pérennes en tête de rotation (luzerne), dont l'efficacité sur le taux d'abattement de la lixiviation est pris au compte dans le calcul de l'ICA. Nous en déduisons les coefficients de lixiviation associés à chaque système (Tableau 8-3).

**Tableau 8-3 :** Valeurs des surplus azotés bio et coefficients de lixiviation du surplus associés liés à la couverture automnale des sols (luzerne, CIPAN ou culture d'hiver).

AB	Rotations principales	Surplus, kgN/ha/an	Coef. Lixiviation
Coteaux	Luz-Luz-Luz-Blé-Av- *Leg-Pois-Blé-Orge	24	56%
Maraîchage	40 légumes divers	31	70%
La Haye	Luz-Luz-Blé-Carottes ou * Maïs-Blé	75	48%

\*CIPAN (moutarde) précédant la culture principale

En fonction des conditions climatiques, les concentrations sous-racinaires injectées dans le modèle sont comprises entre 18 et 39 mgNO<sub>3</sub>/l pour les rotations de grande culture bio sur les coteaux, entre 30 et 59 mgNO<sub>3</sub>/l pour le maraîchage bio bas-intrants et entre 49 et 105 mgNO<sub>3</sub>/l pour la ferme bio de la Haye. On remarque à ce titre que les pertes d'azote sous rotation légumières sont du même ordre en bio qu'en conventionnel dans ce secteur.

### ***Résultats des simulations prospectives***

Les simulations prospectives couvrent la période 2014-2080. La situation de référence correspond à la poursuite des pratiques agricoles actuelles (2014). Du fait des temps de transfert longs dans la zone non saturée de la craie et en provenance des coteaux, la situation de référence nous permet de juger de l'impact réel des scénarios de changement des pratiques.

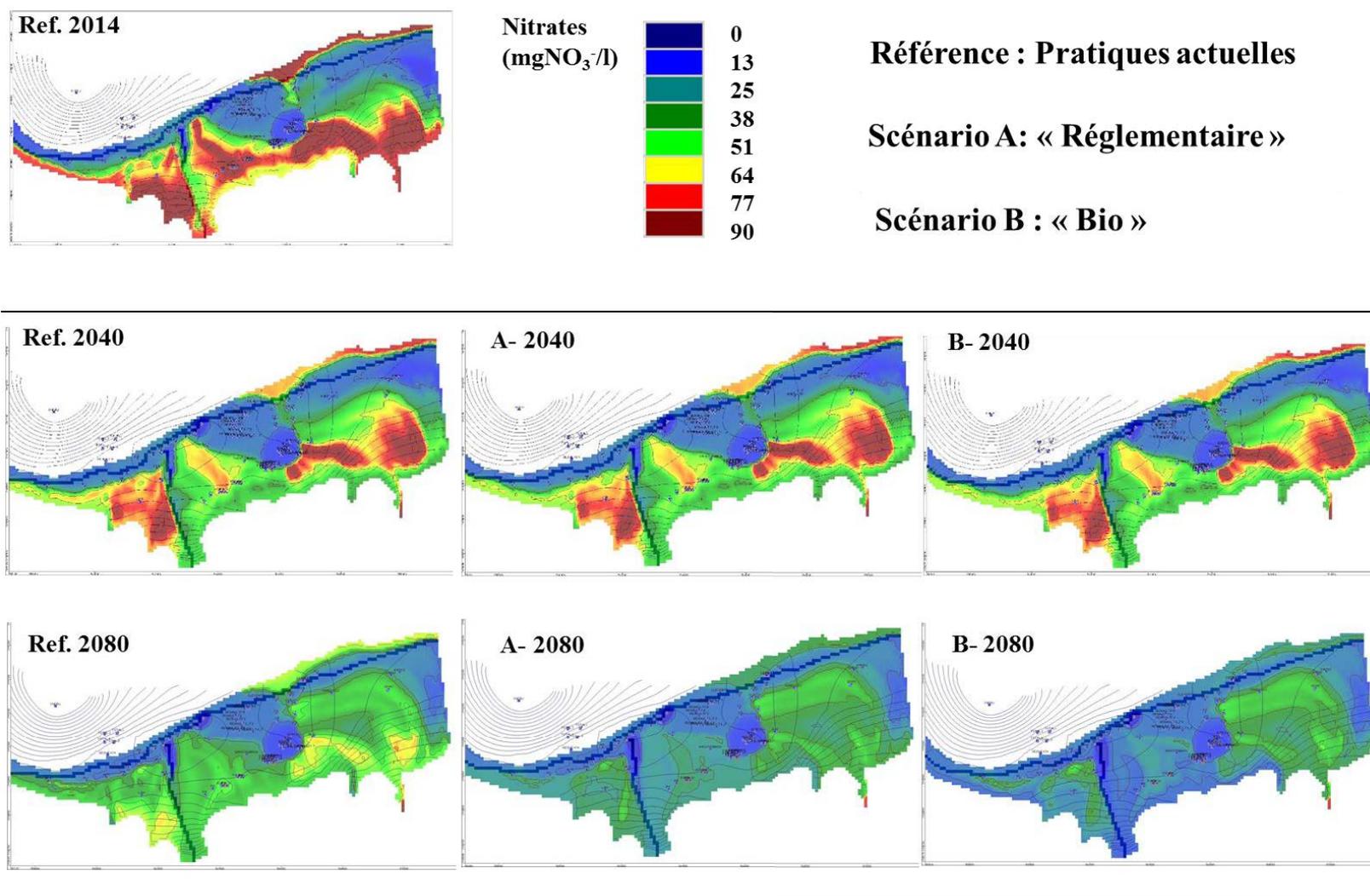
En effet, même sans modification de pratiques par rapport à l'actuel, la contamination nitrique du champ captant va en diminuant (Figure 8-16). Cela s'explique bien d'après les courbes d'évolution des surplus azotés qui montraient un maximum dans les années 80, et aussi du fait de la mise en fonctionnement de la STEP de Mézières en 2005 (Fig. 8-9). Néanmoins on remarque qu'en 2080, en dehors des zones de bordure de Seine, et de réalimentation, les concentrations simulées dans la nappe de la craie restent au-dessus de la norme sanitaire de 50 mgNO<sub>3</sub>/l.

Pour quantifier l'impact des changements de pratiques agricoles imposés dans les scénarios A et B, nous avons calculé pour chaque pas de temps, la différence de concentration en nitrates dans chacun des forages de chaque simulation par rapport à la simulation de référence (Fig. 8-17) et extrait des cartes de concentrations dans la nappe de la craie en milieu (2040) et fin de simulation (2080) (Fig. 8-16).

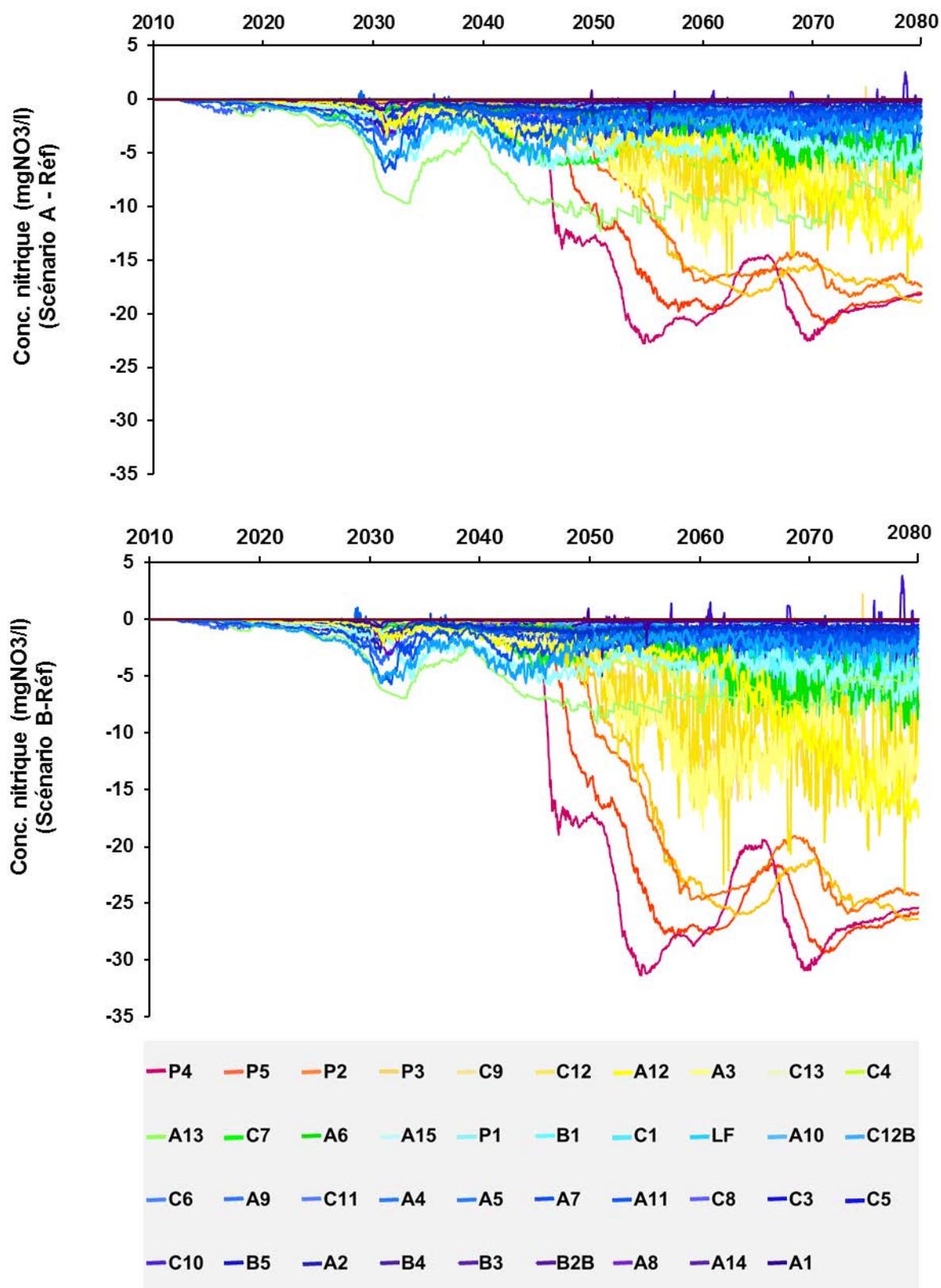
En dépit des variabilités climatiques et de la dilution du signal agricole avec les autres flux (urbain, zones boisées et issus de la Seine et de la réalimentation), l'impact des modifications de pratiques est nettement visible. On observe logiquement un gain maximum par rapport à la situation de référence dans les forages P en bordure de coteau de l'ordre de 20 mgNO<sub>3</sub>/l dans le scénario A et de 30 mgNO<sub>3</sub>/l dans le scénario B. Ces gains importants permettent de retrouver dans les forages P des concentrations inférieures à la norme de potabilité à partir de 2050, alors que la poursuite des pratiques actuelles ne le permettrait pas (Figure 8-18).

Le scénario B qui prévoit la généralisation de l'agriculture biologique performante sur les coteaux, est plus efficace que l'application stricte des mesures réglementaires d'équilibre de la fertilisation et d'implantation de CIPAN prévue dans le scénario A. Il reste cependant à l'Est du champ captant, au droit de la ville des Mureaux, une pollution persistante autour de 40-50 mgNO<sub>3</sub>/l en lien avec les rotations légumières dans la plaine alluviale, toujours conduites en agriculture conventionnelle, et la ferme de la Haye (Fig. 8-16). De plus la zone est impactée par des flux en provenance du coteau d'Ecqueville dont l'occupation des sols est dominée par les zones en cultures (61 %), alors qu'elles ne représentent que 37 % sur le coteau adjacent d'Aubergenville.

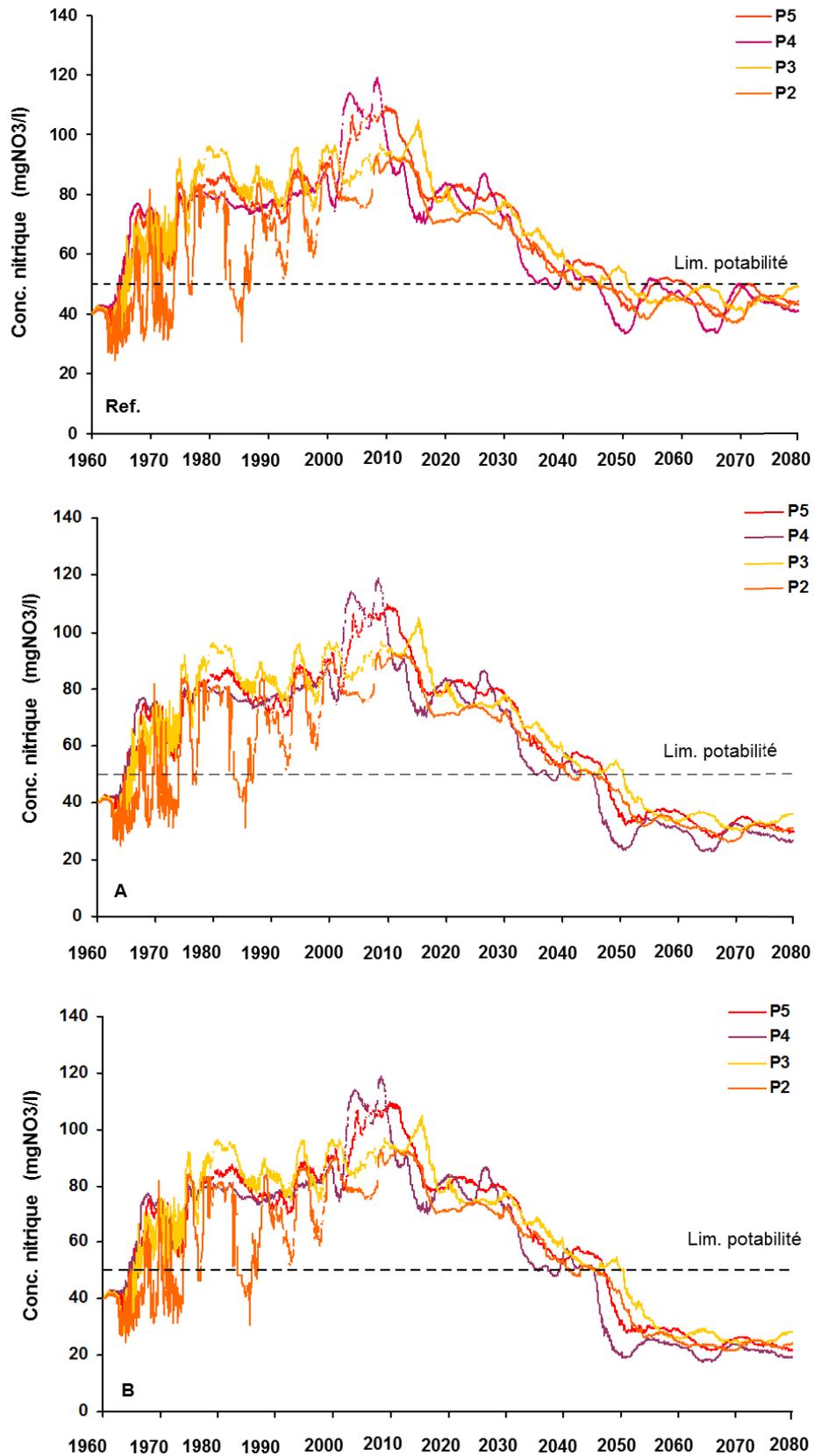
Les facteurs temporels liés à l'inertie du système sol-zone non saturée-aquifère révélés par cette modélisation, témoignent à la fois de l'urgence d'engager un programme préventif de préservation de la ressource mais aussi de la nécessité de recourir au procédé curatif de géofiltration pendant encore au moins 4 décennies quelle que soit la nature des changements en surface.



**Figure 8-16 :** *Cartes d'évolution des teneurs en nitrates du champ captant (nappe de la craie), entre 2014 et 2080 selon deux scénarios d'évolution des pratiques agricoles. Scénario A : préconisations réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture des sols. Scénario B : agriculture biologique sur les coteaux, et pratiques réglementaires dans la plaine alluviale. La référence est la poursuite des pratiques actuelles.*



**Figure 8-17 :** Différence de concentrations simulées dans les scénarios A (Haut) et B (Bas) par rapport à la simulation de référence dans chacun des forages entre 2010 et 2080.



**Figure 8-18 :** Evolution des concentrations nitriques simulées dans les forages P en bordure de coteaux entre 1960 et 2080 selon la situation de référence (Haut), le scénario A « raisonné » (Milieu) et le scénario B « Bio » (Bas).

## 4. Quels débouchés pour les productions biologiques de l'AAC ?

Le développement de l'agriculture biologique sur les territoires à enjeu eau est trop peu souvent soutenu et mis en oeuvre dans le cadre d'une vision transversale. Or, c'est en agissant sur tous les maillons de la chaîne agro-alimentaire (installation, production, transformation, distribution, consommation), et en traitant simultanément différents enjeux territoriaux (qualité de l'eau, alimentation, environnement, emploi, foncier ...) qu'on pourra garantir un développement durable de l'AB sur ces territoires.

Le scénario B présenté précédemment qui prévoit le développement de l'agriculture biologique sur plus de 1320 ha pour préserver efficacement la ressource en eau, doit également s'inscrire dans une vision économique avale cohérente pour assurer la commercialisation de la production qui en serait issue (Tableau 8-4). Cette question est au cœur des préoccupations des agriculteurs sur le champ captant. Dans le cadre d'une commande de l'AESN aux étudiants du M2 professionnel « Développement durable, Management environnemental et Géomatique » de l'Université Paris 1 Panthéon (Abhervé et al., 2009), visant à identifier les freins et les leviers au changement de pratiques agricoles sur la zone de Flins-Aubergenville, les étudiants ont interviewés une quinzaine d'agriculteurs représentatifs de la zone, avec une orientation grandes cultures et légumes. A la question « Si plusieurs agriculteurs de la zone passaient à une agriculture biologique, cela vous paraît : pas une bonne nouvelle, c'est indifférent, une bonne nouvelle, une très bonne nouvelle ». 43 % des agriculteurs interviewés répondent que cela leur est indifférent, à partir du moment où la conversion n'est pas imposée. 43 % pensent que c'est une bonne nouvelle, pour l'environnement et pour les agriculteurs biologiques : « s'ils ont les acheteurs en face avec un pouvoir d'achat suffisant et s'il y a assez de nourriture pour tous. »

**Tableau 8-4 :** Production agricole biologique (exprimée en tonnes/an et en kgN/an) prévue dans le cadre du scénario B.

BIO AAC	Céréales	Légumes	Légumes secs	Luzerne	Maïs fourrage
<b>Coteaux</b>					
ha	534	134	134	401	0
t/ha/an	4.3	20	2.0	12.7	0
kgN/ha/an	73	29	62	393	0
<b>La Haye</b>					
ha	37	8	0	38	25
t/ha/an	3.4	25	0	7	11
kgN/ha/an	56	36	0	196	130
<b>Maraîcher</b>					
ha	0	11	0	0	0
t/ha/an	0	12	0	0	0
kgN/ha/an	0	27	0	0	0
<b>Total</b>					
ha	571	153	134	439	25
t/an	2423	3003	267	5341	270
tN/an	40.8	4.5	8.3	165	3.2

En juin 2013, le GAB IDF en partenariat avec la Lyonnaise des Eaux, a organisé une matinée « Demande et Opportunités en grandes cultures bio » pour le Territoire Nord-Yvelines, en présence de représentants des coopératives et des industriels (coopérative AXAREAL Bio, Les Moulins de Brasseuil, Union Bio Semences). Le message était très clair : les filières bio sont présentes sur ce territoire et demandeuses de nouvelles conversions. Le dynamisme de ces filières va de pair avec un marché de produits alimentaires issus de l'AB en augmentation structurelle, avec une croissance de l'ordre de 10 % par an de 1999 à 2005 des achats par les ménages, et une accélération à partir de 2006, avec un doublement du marché entre 2007 et 2012. Cependant, la consommation de produits bio à domicile ne représentait en 2013 que 2,5% du marché alimentaire total (Agence Bio, 2014).

#### **4.1 Potentiel de consommation de l'OIN Seine-Aval**

Les collectivités locales ont également un rôle important à jouer pour amplifier le développement de la bio en mettant en synergie différents volets de l'action publique (<http://www.devlocalbio.org/boite-a-outils-collectivites-territoriales/>). Elles disposent pour cela d'outils de planification dans lesquels la bio prend tout son sens (Agenda 21, PNR, urbanisme – SCOT, PLU, ZAP, PAEN, Trame verte et bleue, AAC). L'introduction de produits locaux en restauration collective est souvent citée comme un levier majeur de l'action publique en faveur du développement de l'AB. Le Grenelle de l'Environnement a fixé, en 2007, l'objectif de 20 % de produits biologiques en restauration collective. Cet objectif n'étant pas encore atteint en 2013, il a été réaffirmé dans le Plan Ambition Bio 2017.

Nous essayons ici, de chiffrer les besoins « locaux » de la restauration collective et de les mettre en regard des productions bios prévues dans le scénario B (Tableau 8-4).

Une collectivité peut faire le choix de déléguer la gestion de son service public de restauration collective à un prestataire de services, privé ou public, ou peut organiser cette gestion au niveau intercommunal en créant un SIVU (un syndicat intercommunal à vocation unique). En Ile-de-France, la structure la plus importante de ce type est le SIRESCO. Le syndicat regroupe 16 communes de l'Est francilien totalisant 463 000 habitants et sert 6 246 218 repas, soit 1.8% des repas consommés par les habitants des communes concernées (SIRESCO, 2013). Il a une vision globale de la chaîne agroalimentaire et un projet d'approvisionnement très lié au territoire (Ile-de-France). C'est notamment un des débouchés pour les carottes de 4<sup>ème</sup> gamme (lavée, épluchées, conditionnées sous vide) de la ferme de la Haye.

Il n'existe pas de structure comparable dans l'Ouest francilien, mais l'on pourrait aisément en imaginer la mise en place dans le cadre de l'OIN Seine-Aval créée pour concentrer l'action publique. Sur la base des chiffres du SIRESCO et d'une population de 380 573 habitants, nous estimons à 4 908 397 repas/an le potentiel de restauration collective de l'OIN. Toujours d'après les chiffres du SIRESCO, les enfants du scolaire et du périscolaire sont les commensaux les plus représentés de la restauration collective (82,7%). A partir du rapport de l'étude individuelle nationale des Consommations Alimentaires (INCA2) (Afssa, 2009), nous en déduisons les besoins potentiels de la restauration collective de l'OIN Seine-Aval en légumes, céréales et légumes secs (Tableau 8-5).

Il apparaît que les productions bio du champ captant seraient largement suffisante pour couvrir ces besoins. Ce levier d'action publique pourrait participer de la sécurisation des exploitations en garantissant un débouché avec une commande planifiée pour environ 10% des légumes, céréales et légumes secs. Le regroupement des producteurs permettrait d'organiser la logistique, de structurer la filière et de diversifier l'offre.

**Tableau 8-5 :** *Evaluation des besoins de la restauration collective de l'OIN Seine-Aval en légumes (hors ou avec pommes de terre), céréales et légumes secs et potentiel de production de produits bio de la zone prioritaire de l'AAC (Scénario B).*

<b>Restauration collective OIN</b>	<b>Adultes</b>	<b>Enfants</b>	<b>Total</b>	<b>Bio Scénario B</b>
Repas (nb/an)	849153	4059244	4 908 397	-
Légumes, hors pdt (t/an)	59	162	222	3003
Légumes + pdt (t/an)	85	264	349	-
Céréales (t/an)	71	271	341	2423
Légumes secs (t/an)	4	20	25	267

Au-delà des surfaces agricoles relativement faibles concernées par ce débouché, l'introduction de produits bio en restauration collective est un support permettant d'initier une dynamique locale. Le caractère social de la restauration collective permet de donner accès au plus grand nombre à des produits de qualité (Kesse-Guyot et al., 2013; Barański et al., 2014) et de sensibiliser les citoyens (convives et entourage) aux enjeux de l'alimentation, de l'agriculture, et de l'environnement. L'appropriation par la population de ces enjeux est une des clés de réussite de projet de territoire autour de l'agriculture biologique.

La concentration de population dans les grandes agglomérations de l'OIN en fait un bassin de consommation important. Nous avons estimé un besoin maximal en céréales, légumes et légumes secs, d'après les bilans de consommation apparente par habitant (exprimée en protéines, kgN/pers/an) réalisés par la FAO (<http://faostat.fao.org/>) à l'échelle nationale en 2010, calculés à partir de la production, des importations et exportations, des variations de stock et des usages non alimentaires (Tableau 8-6). Cette estimation inclut les quantités perdues aux divers stades de la transformation, de la distribution et de la préparation finale des aliments et fournit donc une estimation par excès des quantités effectivement ingérées par les consommateurs.

Ces chiffres laissent présager qu'un débouché local pour l'intégralité des productions bio issues de la zone prioritaire du champ captant serait possible. Les quantités produites ne couvriraient en effet qu'environ 5 % des besoins de l'OIN en légumes et céréales.

**Tableau 8-6** : Estimation de la consommation apparente des habitants de l'OIN Seine-Aval à partir des statistiques de la FAO pour l'année 2010.

Type de produits	Consommation apparente /pers. (FAO) kgN/pers/an	Consommation apparente de l'OIN tN/an	Production bio AAC tN/an
<b>Céréales</b>	1.83	697	41
<b>Légumes (hors pdt)</b>	0.23	88	5
<b>Légumes secs</b>	0.07	27	8
<b>Légumes racines</b>	0.14	53	-
<b>Fruits</b>	0.07	27	-
<b>Oléagineux</b>	0.05	19	-
<b>Viande</b>	2.09	795	-
<b>Lait</b>	1.42	540	-
<b>Œufs</b>	0.26	99	-
<b>Produits de la mer</b>	0.58	221	-

## 4.2 Valorisation de la luzerne

La valorisation de la luzerne, culture clé de la rotation bio pour maîtriser les adventices, et contribuer à l'autonomie azotée grâce à la fixation symbiotique, est plus problématique, dans une région où l'élevage a quasiment disparu au profit des grandes cultures céréalières. A travers une problématique agronomique, c'est l'organisation territoriale qui est en jeu.

### 4.2.1 La déshydratation

D'après les statistiques agricoles annuelles de la production en 2013, les prairies artificielles ne représentaient que 1225 ha pour toute la région Ile-de-France, dont 486 ha de luzerne destinée à la déshydratation (<https://stats.agriculture.gouv.fr/disar>). Le scénario B prévoit 439 ha de luzerne, produisant 5340 t/an. En Ile-de-France, la dernière usine de déshydratation a fermé en 2005 et la région doit aujourd'hui essentiellement compter sur trois infrastructures situées en régions Centre, Normandie et Champagne-Ardennes (Petit, 2013). L'expansion du marché des produits biologiques constitue une réelle opportunité de relance pour l'activité de déshydratation de luzerne. Ces usines travaillent avec les agriculteurs sur la base d'une contractualisation pluriannuelle et de prix moyens non garantis. Le rayon de collecte est réduit à une cinquantaine de km, mais peut être étendu sous réserve que les parcelles soient accessibles par de grands axes de circulation, que les agriculteurs prennent en charge les coûts de transport supplémentaires et qu'un prestataire de service assure l'organisation du chantier de récolte. Le regroupement géographique des agriculteurs, comme c'est ici le cas dans le champ captant, peut donc peser dans la balance pour contractualiser avec ces usines bien qu'étant en dehors de leur bassin de collecte.

#### ***4.2.2 Une filière foin avec le PNR du Vexin***

Dans le cadre de ce qui n'est aujourd'hui encore qu'un scénario, on pourrait imaginer la structuration d'une filière de foin de luzerne, grâce à une relocalisation des activités d'élevage dans le territoire limitrophe du Parc Naturel Régional (PNR) du Vexin qui compte 34 000 ha de surface agricole utile. Il s'agirait de renforcer des orientations déjà prise sur ce territoire.

Dès 1996, le Parc a animé une Opération Locale Agriculture Environnement (OLAE) portant sur le maintien des prairies permanentes dans les secteurs d'intérêt écologique et paysager du Parc. Initiée dans la vallée de l'Epte, l'opération est étendue, en 1999, à trois autres secteurs d'élevage : les vallées du Sausseron et de la Montcient ; les buttes d'Arthies. En 2005, un premier Programme Régional Agricole d'Initiative pour le Respect et l'Intégration de l'Environnement (PRAIRIE) portant sur le maintien des prairies, haies et vergers du Vexin français, mené en partenariat entre la Chambre interdépartementale d'agriculture d'Ile-de-France (CAIF) et l'Etablissement régional de l'élevage (ERE), a pris la suite de cette opération sur l'ensemble du territoire du Parc. L'objectif principal était le maintien des surfaces en herbe en soutenant le secteur de l'élevage, avec un soutien financier possible par la contractualisation de mesures agro-environnementales (MAE) ciblant la gestion extensive des prairies de fauche/et ou de pâture et la reconversion des terres arables en prairies. 76 contrats ont été signés pour un peu plus de 1500 ha de prairies, soit environ la moitié des surfaces du PNR. Un nouveau dispositif PRAIRIE couvrant la période 2012-2018 est en cours.

Par ailleurs, le territoire du PNR compte 5 bassins d'alimentation de captages classés prioritaires en application de l'article 21 de la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 30/12/06) et de la Loi Grenelle, sur lesquels des mesures règlementaires plus ambitieuses pourraient être prises en faveur de l'augmentation des surfaces enherbées et des activités biologiques d'élevage.

Cependant, même si une politique très volontariste de relocalisation de l'élevage se mettait en place sur PNR, et que sa viabilité soit assurée par une structuration des opérateurs aval des filières bio de transformation (abattoirs) et de distribution, il serait nécessaire de trouver d'autres débouchés pour la luzerne de l'AAC de Flins car les quantités en jeu sont considérables.

Les 5430 t/an de luzerne qui pourraient être produites dans le cadre du scénario B (439 ha) pourraient approvisionner un troupeau bio de 3800 vaches laitières (VL) qui produirait annuellement  $12.10^6$  de litres de lait et nécessiterait, selon les critères de l'AB, 11 500 ha de prairies (soit environ la moitié de la SAU du PNR du Vexin) ! Cette estimation qui ne vise qu'à donner un ordre de grandeur, se base sur les chiffres d'approvisionnement en luzerne (1,4 t/VL) d'une exploitation biologique de Seine-et-Marne de 43 VL (cheptel total de 52 UGB) sur 136 ha de prairies permanentes, que nous avons enquêtée en 2012.

#### ***4.2.3 Valorisation énergétique***

Une troisième voie de valorisation, non alimentaire, de la biomasse constituée par les légumineuses fourragères ferait sens sur ce territoire. La proximité d'une grande agglomération urbaine, et même l'entremêlement des zones urbaines et agricoles, pourrait en effet constituer un atout pour la valorisation énergétique locale de cette biomasse.

La méthanisation de la luzerne (de même que celle de l'herbe, des résidus de culture ou de déchets alimentaires) génère de l'ordre de 400 m<sup>3</sup> de biogaz (à 60% de méthane) par tonne de matière sèche (Solagro, 2014). Les résidus de méthanisation, qui contiennent tout l'azote et le phosphore initialement présent dans le matériel méthanisé, ainsi que la plus grande partie des matières organiques humifiables les plus réfractaires, peuvent être retournés au champ.

Deux voies se présentent pour la valorisation du méthane. Dans la première, le biogaz, débarrassé du CO<sub>2</sub> qu'il contient à raison de 40%, est ré-injecté dans un réseau de distribution de gaz naturel urbain. Cette injection est autorisée en France depuis 2011 (<http://www.ademe.fr/collectivites-secteur-public/integrer-lenvironnement-domaines-dintervention/production-distribution-denergie/injecter-biogaz-reseau>). Une tonne de matière sèche produit alors l'équivalent de 2400 kWh ou 8.64 GJ de gaz. Dans la deuxième voie, le biogaz actionne une turbine et génère de l'électricité avec un rendement de 30% (la chaleur dissipée étant éventuellement récupérée localement pour des applications de chauffage agricole ou urbain). Une tonne de matière sèche produit alors en électricité finale 720 kWh ou 2.6 GJ.

La consommation d'énergie finale par habitant en région parisienne en 2006 a été évaluée par Kim et Barles (2012) à un total de 75 GJ/hab/an, dont 20 GJ/hab/an sous forme de gaz naturel, et 25 GJ/hab/an d'électricité (s'y ajoutent 20 GJ/hab/an d'essence et de gasoil et 10 GJ/hab/an de chaleur). La production de luzerne de l'ensemble de la seule zone du champ captant, qui représente quelque 5350 tonnes de MS/an, pourrait ainsi satisfaire les besoins en gaz naturel de 2300 habitants, ou celle de 555 habitants en électricité.

Ces divers éléments de quantification de l'offre et de la demande, ne sont pas exhaustifs, et ne visent pas à privilégier l'une ou l'autre des options mais plutôt à illustrer la désirabilité et la crédibilité du scénario bio proposé et les possibilités de son ancrage territorial.

## 5. Conclusions

Les inerties liées au milieu physique (transfert dans la zone non saturée de la craie, et flux depuis les coteaux), ont imposé une reconstitution de long terme des évolutions combinées de l'occupation des sols, de l'assainissement en zones urbaines et des pratiques agricoles sur une cinquantaine d'années.

Les grandes tendances évolutives des pratiques agricoles ont bien été restituées par le calcul du bilan azoté de surface (SSB), renseigné à partir des archives statistiques départementales. Les surplus azotés servant de données d'entrée du modèle hydrodispersif, fournissent un signal agricole cohérent, qui rend bien compte de la dynamique et de l'amplitude des concentrations nitriques observées dans les forages influencés par les pratiques agricoles.

Grâce à cette reconstitution des pratiques agricole, l'exercice de modélisation réalisé a permis de poser un diagnostic fiable et argumenté sur les origines (spatiales et temporelles) de la contamination nitrique du champ captant de Flins-Aubergenville.

La contamination nitrique observée et simulée pour l'actuel est essentiellement le fait des pratiques agricoles intensives des années 80. Grâce au raisonnement de la fertilisation

généralisé dans les années 2000, on simule une amélioration nette de la situation en 2080, même si aucun changement en surface n'est réalisé. Cependant, les concentrations restent comprises entre 40 et 65 mgNO<sub>3</sub>/l dans les zones les plus influencées par les pratiques agricoles. La poursuite de la gestion de la fertilisation azotée minérale et l'implantation de CIPAN dans le cadre des derniers programmes d'action de la Directive (Scénario A), devrait permettre d'améliorer encore sensiblement la situation. Les résultats sont toutefois plus probants dans le scénario B qui prévoit une conversion à l'agriculture biologique (grandes cultures) des 1320 ha agricoles des coteaux situés en rive gauche. De surcroît une telle conversion aurait à terme un impact sur la contamination en pesticides, mais l'évaluation des temps de transferts de divers pesticides et de leurs métabolites nécessiterait une modélisation spécifique.

Ces résultats permettent de confirmer le choix du porteur de projet (LDE), d'orienter et d'accompagner le changement de pratiques vers l'AB pour restaurer et protéger durablement la qualité de la ressource exploitée. Mais pour assurer la viabilité du développement de l'agriculture bio sur la zone prioritaire, il faudra en faire un projet partagé car de nouvelles formes d'organisation seront nécessaires. Il s'agira dans un premier temps de mettre en commun les connaissances acquises avec l'ensemble des acteurs concernés pour justifier le niveau de changement à produire. Il conviendra bien sûr d'impliquer les différents acteurs du monde agricole (agriculteurs mais aussi conseillers techniques et acteurs des filières), mais aussi les collectivités locales du fait des compétences et outils dont elles disposent pour mettre en place des politiques territoriales transversales. Il s'agira au final de faire d'une contrainte territoriale fonctionnelle, produire de l'eau potable de qualité, une opportunité de développement durable.

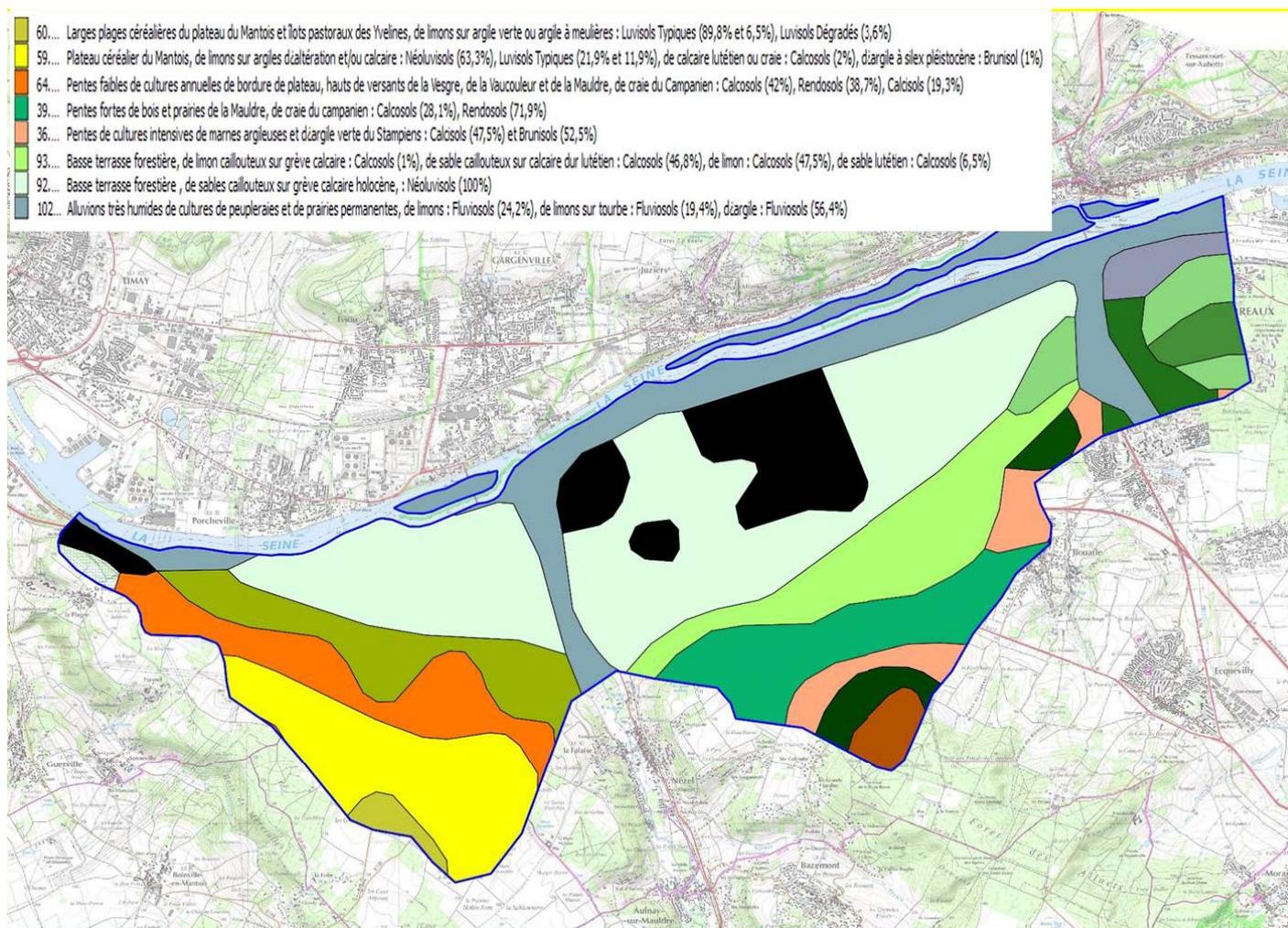
## Références

- Abhervé, D., Ribeyre, J., Rios, M., Tugayé, Z., 2009. Protection des captages par l'amélioration des pratiques agricoles. Agence de l'Eau Seine Normandie.
- Afssa, 2009. Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) (2006-2007) (No. 2).
- Agence Bio, 2014. L'agriculture biologique ses acteurs, ses produits, ses territoires (Chiffres Clés).
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., in press. New relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of low-input cropping systems in Europe. *Ecosphere*.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., en révision. Agro-environmental performance of organic compared to conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agric. Syst.*
- Anglade, J., Ramos Medina, M., Billen, G., Garnier, J., en révision. Organic market gardening around the Paris agglomeration: agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements. *Renew. Agric. Food Syst.*
- Aquilina, L., Vergnaud-Ayraud, V., Labasque, T., Bour, O., Molénat, J., Ruiz, L., De Montety, V., De Ridder, J., Roques, C., Longuevergne, L., 2012. Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface-and groundwaters. *Sci. Total Environ.* 435, 167–178.

- Archambault, Suez Environnement, Terralys, Lyonnaise des Eaux, 2011. Champ captant de la nappe d'eau souterraine d'Aubergenville. Etude de l'aire d'alimentation des captages. (No. CNT02409).
- Arnaud, L., Baran, N., Branellec, M., Leduc, D., Flehoc, C., Tauvel, O., 2009. Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute Normandie.
- AUDAS, 2010. Seine Aval IDF. Un territoire de développement majeur pour l'axe Seine.
- Barański, M., Średnicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analysis. *Br. J. Nutr.* 112, 794–811.
- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cah. Agric.* 22, 272–281.
- Conseil Régional d'Ile-de-France, 2013. Rapport pour la commission permanente du conseil régional. Agriculture et environnement, agriculture urbaine, agriculture périurbaine (No. CP13-744).
- Detay, M., Bersillon, J.-L., 1996. La réalimentation artificielle des nappes profondes : faisabilité et conséquences. *Houille Blanche* 57–61. doi:10.1051/lhb/1996040
- Detay, M., d'Arras, D., Suzanne, P., 1992. La gestion des ressources en eaux souterraines en région parisienne ouest. *Houille Blanche* 295–308. doi:10.1051/lhb/1992029
- Detay, M., Dumoutier, N., Haeffner, H., Vignier, V., 1994. Incidence de la réalimentation artificielle de nappe sur la qualité de la ressource, in: Colloque Scientifique et Technique International "Miex Gérer l'Eau." Marseille, FRA.
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut.* 159, 3254–3268.
- FNAB, 2013. Recueil d'expériences. 12 territoires pilotes. Des leviers d'actions cohérents pour préserver la qualité de l'eau par le développement de l'agriculture biologique.
- Fremin du Sartel, T., Gailhac, R., Nicolas, R., Salles, C., 2014. Les circuits courts agricoles : un nouvel instrument de gouvernance territoriale : Le territoire de Cergy-Pontoise. Etude réalisée pour l'Institut pour la recherche Caisse des Dépôts et Consignations, sous la direction de Gilles Billen et Juliette Anglade. Master Stratégies Territoriales et Urbaines de Sciences Po.
- Haeffner, H., 1993. Perspectives de développement de la réalimentation artificielle sur le site de Flins-Aubergenville. (Rapport interne Lyonnaise des Eaux-Dumez).
- Haeffner, H., 2007. Gestion préventive des ressources en eau. *Tech. Sci. Méthodes* 49–53. doi:10.1051/tsm/200709049
- Haeffner, H., 2012. Geofiltration: a new solution for a sustainable development of water resources. Presented at the 6ème Forum Mondial de l'Eau, Marseille, FRA.
- Haeffner, H., Grandguillaume, J.J., Vanrenterghem, A., 2001. La réalimentation des nappes : exemples d'application en France. *Houille Blanche* 133–137. doi:10.1051/lhb/2001049
- Hani, S., Bastin-Lancherez, S., Daniel, B., Jamal, E., 2006. Etude de la migration des nitrates dans la nappe à travers la zone non saturée: enjeux et impact sur la qualité de l'eau exploitée. Presented at the Colloque international Gestion des grands aquifères, Dijon, FRA.
- Kesse-Guyot, E., Péneau, S., Méjean, C., Szabo de Edelenyi, F., Galan, P., Hercberg, S., Lairon, D., 2013. Consumers of organic products in France: first results of the Nutrinet-Santé cohort. *Innov. Agron.*

- Kim, E., et Barles, S. (2012). The energy consumption of Paris and its supply areas from the eighteenth century to the present. *Regional Environ Change*. 12: 295-310.
- Labasque, T., Ayraud, V., Aquilina, L., Le Corre, P., 2006. Dosage des composés chlorofluorocarbonés et du tétrachlorure de carbone dans les eaux souterraines: application à la datation des eaux. Géosciences-Rennes.
- LDE, 2012. Mesures Agro-environnementales Territorialisées à Enjeu Eau. Cahier des charges ouvert sur la zone prioritaire de l'aire d'alimentation des captages de Flins-Aubergenville.
- Lemaire, A., 2013. Etude technico-économique de l'impact de changements de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau du bassin versant de Flins-Aubergenville pour le paramètre "nitrates". (Confidentiel) (Mémoire de M2 Economie du Développement Durable, de l'Environnement et de l'Energie. Agroparistech). Lyonnaise des Eaux.
- Observatoire de l'eau en Seine-et-Marne, 2013. Schéma départemental d'assainissement des eaux usées (SDASS). Bilan à mi-parcours. AESN, Région IDF, Département de Seine-et-Marne.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron*. 20, 3-16.
- Oenema, O., van Liere, L., Schoumans, O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *J. Hydrol., Nutrient Mobility within River Basins: A European Perspective* 304, 289-301. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.044
- Petit, C., 2013. Transitions des exploitations agricoles vers l'agriculture biologique dans un territoire: approche par les interactions entre systèmes techniques et de commercialisation. Application aux aires d'alimentation de captages en Île-de-France (phdthesis). AgroParisTech.
- Philippe, E., Habets, F., Ledoux, E., Goblet, P., Viennot, P., 2008. Transfert d'eau et de nitrate dans la zone non saturée: comparaison d'une modélisation simplifiée et d'une modélisation à base physique pour améliorer la simulation sur le bassin de la Seine (Rapport PIREN-Seine).
- Préfet de la région Ile-de-France, 2014. Arrêté n °2014153-0010 définissant le référentiel régional de mise en oeuvre de l'équilibre de fertilisation azotée pour la région Ile-de-France.
- Richard, H., 1951. *Physionomie de la fertilisation en France*. La maison rustique, Paris, FRA.
- SAFEGE, 2008. Etude environnementale du champ captant de Flins-Aubergenville.
- SAFEGE, 2011. Réalisation d'un nouveau modèle de nappe sur le secteur de Flins-Aubergenville. Modélisation hydrodynamique.
- SIRESCO, 2013. Rapport d'activité.
- Solagro, 2014. *Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*.
- Vergnaud-Ayraud, V., Aquilina, L., Pauwels, H., Labasque, T., 2008. La datation des eaux souterraines par analyse des CFC: un outil de gestion durable de la ressource en eau. *Tech. Sci. Méthodes* 37-44. doi:10.1051/tsm/200801037
- Zheng, C., Wang, P.P., 1999. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. DTIC Document.

## Annexes



**Figure A8-1 :** Carte pédologique de l'AAC d'après le référentiel pédologique d'Ile-de-France (1/250 000<sup>e</sup>).

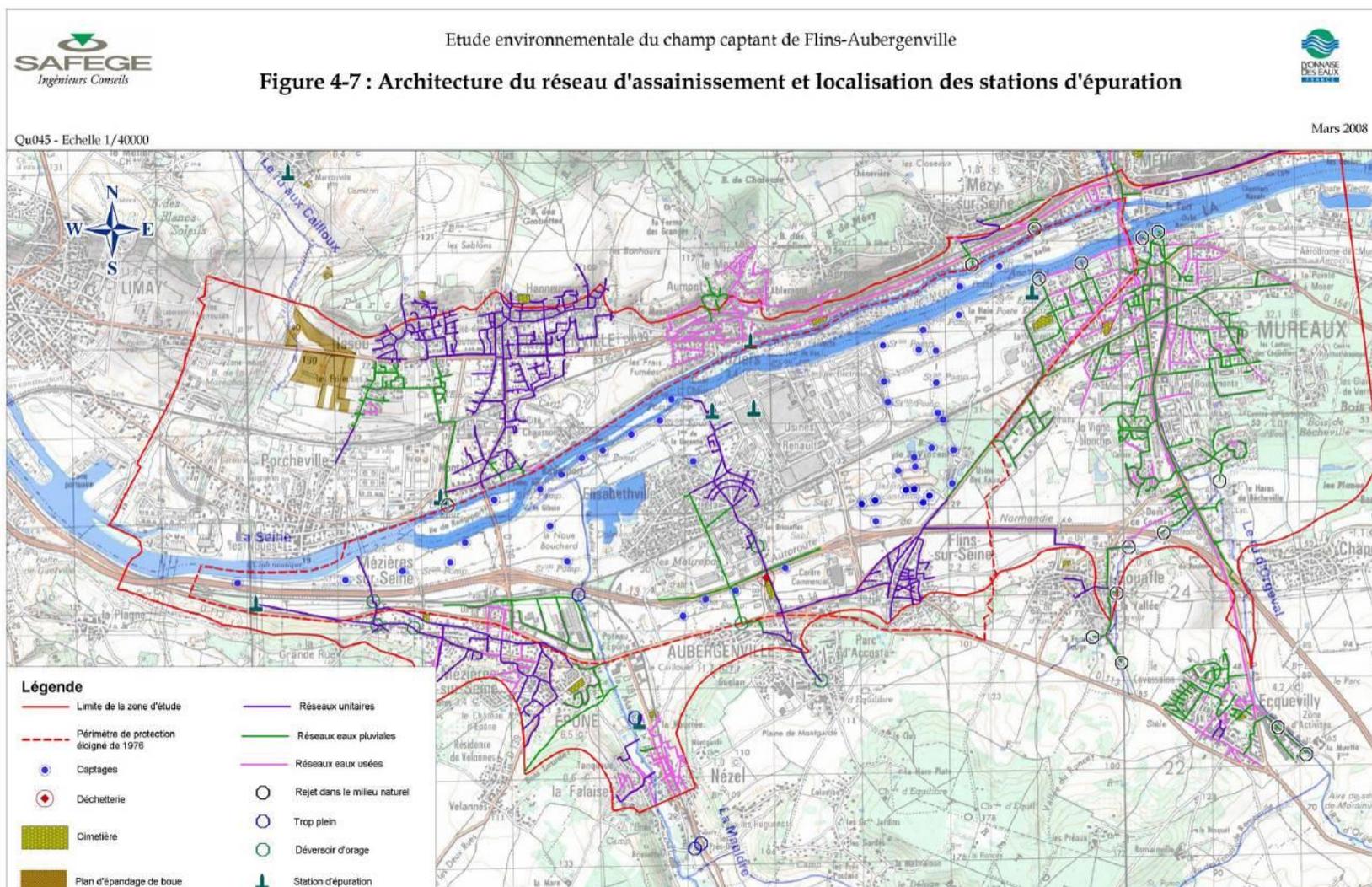


Figure A8-2 : Localisation des réseaux d'assainissement (SAFEGE, 2008).

**Annexe A8 : Rapports d'analyse de datation aux CFCs des eaux souterraines des sables de l'Yprésien alimentant l'étang de Flins.**



PLATEFORME CONDANTE  
OSUR  
Campus de Beaulieu Bat 15  
263 av. du général Leclerc  
35042 RENNES  
osur-datation@univ-rennes1.fr  
Fax : 02.23.23.60.77

**RAPPORT D'ANALYSE**

Projet : UPMC - thèse J. Anglade  
Opérateur du prélèvement : Lyonnaise des Eaux  
Date de prélèvement : Janvier 2015

**Echantillon : Loin des ruisseaux**

**Paramètres terrain**

pH  
Conductivité  
O<sub>2</sub> dissous :  
Température :

	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	Ne (µg/L)
valeur mg/L	6.38	7.4	14.8	0	0.013	0.15
% par rapport à la saturation	59%	10%	84%	-	-	84%

**Résultats des analyses :**

Composé	SF6*	CFC-12	CFC-11	CFC-113
concentration (pmol/L)	0.0040	2.14	5.75	0.43
Limite de détection (LD)	0.0002	0.07	0.13	0.01
Incertitude de mesure	+/- 0,00004	+/- 0,12	+/- 0,13	+/- 0,03
concentration atmosphérique équivalente (pptv)	11.1	442.5	311.6	76.0
c. atmos. en 2013	8.07	522.8	235.7	73.2
Date de recharge indiquée suivant modèle piston (+/- 3ans)	-	1988		1990/2008
remarques	leger excès		excès	

\*données corrigées de l'excès d'air  
Température de recharge estimée à 12 °C

**INTERPRETATION**

Modèle	Résultats (âges moyens +/- 3 ans)
Modèle piston	environ 25 ans (excès de SF6 et CFC-11)
Modèle à recharge continue	-
Mélange binaire	mélange complexe

**Remarques:**

L'estimation de l'âge de l'eau n'est donnée qu'à titre indicatif, il est nécessaire de valider ces informations à partir des connaissances géologique et hydrogéologique disponibles sur le site. Les modèles sont égal-probables, seule la géologie de site ou l'historique de la qualité de l'eau permet de trancher. Le client reste seul responsable des décisions prises en termes de gestion de la ressource.



PLATEFORME CONDAGE  
OSUR  
Campus de Beaulieu Bat 15  
263 av. du général Leclerc  
35042 RENNES  
osur-datation@univ-rennes1.fr  
Fax : 02.23.23.60.77

## RAPPORT D'ANALYSE

Projet : UPMC - thèse J. Anglade  
Opérateur du prélèvement : Lyonnaise des Eaux  
Date de prélèvement : Janvier 2015

Echantillon : Proche ruisseaux

### Paramètres terrain

pH  
Conductivité

O<sub>2</sub> dissous :  
Température :

	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	Ne (µg/L)
valeur mg/L	7.84	5.17	13.55	0	0.003	0.14
% par rapport à la saturation	72%	7%	77%	-	-	77%

### Résultats des analyses :

Composé	SF6*	CFC-12	CFC-11	CFC-113
concentration (pmol/L)	0.0037	1.85	5.09	0.37
Limite de détection (LD)	0.0002	0.07	0.13	0.01
Incertitude de mesure	+/- 0,00004	+/- 0,12	+/- 0,13	+/- 0,03
concentration atmosphérique équivalente (pptv)	10.4	342.9	275.6	66.9
c. atmos. en 2010	8.07	522.8	235.7	73.2
Date de recharge indiquée suivant modèle piston (+/- 3ans)		1982	1994	1989
remarques	leger excès			

\*données corrigées de l'excès d'air  
Température de recharge estimée à 12 °C

### INTERPRETATION

Modèle	Résultats (âges moyens +/- 3 ans)
Modèle piston	environ 25 ans (excès de SF6)
Modèle à recharge continue	-
Mélange binaire	mélange complexe

#### Remarques:

L'estimation de l'âge de l'eau n'est donnée qu'à titre indicatif, il est nécessaire de valider ces informations à partir des connaissances géologique et hydrogéologique disponibles sur le site. Les modèles sont équi-probables, seule la géologie de site ou l'historique de la qualité de l'eau permet de trancher. Le client reste seul responsable des décisions prises en termes de gestion de la ressource.

# **Conclusions générales**



L'agriculture moderne industrielle du Nord de la France, caractérisée par une extrême spécialisation territoriale des productions, a été rendue possible par, (i) la généralisation de l'usage des pesticides et engrais de synthèse dans les exploitations de grandes cultures (blé, colza, betteraves ...), et (ii) l'importation de soja d'Amérique du Sud pour l'alimentation du bétail concentré dans des ateliers de grandes dimensions dans les franges périphériques du bassin (principalement dans le Grand Ouest). Ce mode d'agriculture compromet aujourd'hui gravement la qualité des eaux souterraines et de surface, notamment par la contamination nitrique liée à la lixiviation des nitrates apportés sous forme d'engrais de synthèse ou après minéralisation de l'azote organique des déjections animales.

### **Un cadre conceptuel d'analyse des flux d'azote**

L'existence et la mise en œuvre d'alternatives qui permettraient de concilier production agricole et qualité de l'eau est aujourd'hui l'objet de controverses dans la communauté scientifique et de vifs débats dans la société civile selon les espoirs ou les réticences de chacun. Sur un plan strictement technique, la faiblesse de l'effort de recherche, et le manque de données de références et d'indicateurs rigoureux permettant d'évaluer les performances agronomiques et environnementales de systèmes agricoles alternatifs, alimentent ces controverses et engendrent la méfiance et la caricature.

Ainsi, le premier objectif de cette thèse était de développer un cadre conceptuel solide pour évaluer de façon comparative les capacités productives des agro-systèmes et les risques de lixiviation nitrique associés, à travers une comptabilité biogéochimique rigoureuse des flux d'azote. Nous avons montré que le bilan d'azote des sols (SSB) était un bon indicateur, fondé sur des données fiables et facilement accessibles, validé scientifiquement à différentes échelles spatiales et temporelles, sensible aux changements de pratiques, et dont les méthodes et résultats ont vocation à être aisément compris et partagés par l'ensemble des acteurs sur des territoires à enjeux eau.

Nous avons tout d'abord établi (chap. 1), sur base d'une méta-analyse statistique des données de traçage isotopique de la littérature, des relations robustes pour l'estimation de la quantité d'azote fixée par les légumineuses graminées et fourragères. Bien qu'ayant largement régressé dans les agrosystèmes modernes industriels de l'Europe occidentale, ces cultures jouent un rôle essentiel dans la fertilisation des systèmes de cultures à bas niveaux d'intrants. Cette revue nous a également permis de pointer l'importance des contributions souterraines dans les racines et sous forme de rhizodéposition, qui sont souvent négligées alors qu'elles représentent en moyenne 40 % de l'azote fixé par les légumineuses fourragères, et 26 % pour les légumineuses graminées.

Forts de cet acquis, nous avons alors pu étudier la relation intégrative fertilisation/rendement/surplus à différentes échelles spatio-temporelles.

Nous avons dans un premier temps opté pour un cadre de référence large en établissant les trajectoires d'évolution de cette relation dans 124 pays au cours des 50 dernières années à travers les données de la FAO (chap. 2). Nous avons montré que les données observées étaient bien restituées par une relation hyperbolique de la forme  $Y = Y_{\max} * F / (F - Y_{\max})$  où  $F$  est la fertilisation totale et  $Y_{\max}$  le rendement maximum à fertilisation saturante (kgN/ha/an) exprimant que (i) l'accroissement de rendement résultant d'un apport supplémentaire de fertilisant diminue avec la dose, (ii) et que le retour en terme de production par unité d'engrais

apporté ne peut pas être supérieur à 1, mais en est proche lorsque la disponibilité en azote est faible. Traduisant une plus ou moins bonne efficacité d'utilisation de l'azote, les valeurs de  $Y_{max}$  varient selon les pays et selon les époques. Cette maille d'analyse nous a permis de resituer les performances agro-environnementales de l'agriculture française et fourni un cadre interprétatif supplémentaire pour les observations faites à la méso-échelle du bassin de la Seine. La trajectoire de la France, comme la plupart des pays européens, a un profil bi-phasique, avec un accroissement régulier de la fertilisation et des rendements entre 1960 et 1975, suivi d'un « saut » de productivité sans accroissement de la fertilisation, avec même une réduction de l'usage de fertilisants en réponse aux politiques environnementales européennes et au coût des engrais. A l'échelle du territoire des Yvelines (chap. 8), on retrouve cette même rupture de trajectoire, résultat d'une amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote depuis le début des années 90, mais avec des surplus azotés qui demeurent élevés et constituent un fort potentiel de contamination nitrique des hydrosystèmes.

Le potentiel agronomique des terres arables de la France, exprimé en termes de rendement maximum en protéines ( $Y_{max} = 297 \text{ kgN/ha/an}$ ) atteignable à fertilisation saturante, est parmi les plus élevés du monde. Et ce potentiel est encore accru de près de 45 % ( $Y_{max} = 430 \text{ kgN/ha/an}$ ) lorsque les observations sont faites à l'échelle du bassin de la Seine (chap. 3). C'est donc dans un contexte de très hautes performances agronomiques de l'agriculture conventionnelle mais également de pertes environnementales d'azote élevées que nous avons évalué les performances de l'agriculture biologique.

La comparaison s'est faite par l'établissement du bilan d'azote des sols des principales rotations observées dans le bassin de la Seine, sur base de statistiques agricoles pour l'agriculture conventionnelle qui domine très largement le paysage et en réalisant des enquêtes individuelles dans une cinquantaine d'exploitations biologiques. Le parti pris est celui d'une agronomie hors station expérimentale, à même de prendre en compte explicitement la diversité des pratiques des agriculteurs. Il ne s'agit pas moins d'une science expérimentale fiable si l'on s'en réfère à la définition élargie de l'expérience donnée par (Legay 1993) à « toute procédure organisée d'acquisition d'information qui comporte, dans la perspective d'un objectif exprimé, une confrontation avec la 'réalité' ». Dans le passage du dispositif expérimental à l'observation raisonnée (Legay 1997), l'expérience n'est plus l'expérience que l'on fait mais devient l'expérience que l'on acquiert. Ainsi, l'observation raisonnée d'une exploitation agricole est en un sens une recherche de l'expérience acquise par les agriculteurs conduisant à une certaine stabilité du système qu'ils gèrent.

Cet élargissement épistémologique du statut de l'expérience nous permet d'aller encore plus loin dans la comparaison de systèmes agraires en empruntant à Emile Zola, ses observations sur la vie et les pratiques agricoles des paysans beaucerons à la fin du XIX<sup>ème</sup> dans son roman *La Terre*, et dans ses carnets d'enquêtes préparatoires (chap. 5). Cette dernière comparaison met en évidence les différences de l'agriculture biologique moderne par rapport à l'agriculture traditionnelle et apporte un cinglant démenti aux discours « biosceptiques » qui, procédant trop souvent du manque d'information voire d'une désinformation activement fabriquée, parlent de l'AB comme d'un mode d'agriculture passéiste.

Nous retenons de cette triple comparaison que :

- (i) Un grand nombre d'exploitations AB se sont spécialisées dans les grandes cultures rompant avec le traditionnel équilibre culture-élevage et les principes fondateurs de l'AB.
- (ii) Les rotations AB, avec ou sans élevage se distinguent nettement du schéma conventionnel spécialisé dans les grandes cultures, et de l'assolement triennal traditionnel du XIX<sup>ème</sup> siècle, par des rotations plus longues (7-9 ans) et plus diversifiées, faisant alterner des céréales et des légumineuses fourragères et à graines.
- (iii) Les rendements bio intégrés à l'échelle de la rotation sont du même ordre de grandeur que ceux du conventionnels, que ceux-ci soient exprimés en biomasse (6.2 t/ha/an) ou en protéines (130 kgN/ha/an). Cependant les rendements céréaliers sont en moyenne inférieurs de 40 %, et c'est donc la présence des cultures de légumineuses fourragères qui expliquent ces bonnes performances. Notons que les systèmes de culture du XIX<sup>ème</sup> siècle étaient près de trois fois moins productifs.
- (iv) La fixation symbiotique assure en moyenne 70 % de la fertilisation azotée des systèmes de culture bio limitant ainsi le recours à une fertilisation exogène (fumiers, composts, vinasses) tandis que la fertilisation des systèmes conventionnels provient à plus de 80 % des engrais de synthèse.
- (v) En moyenne, les surplus azotés des systèmes de cultures bio sont réduits de 26 % par rapport au conventionnel conduit en respectant scrupuleusement les principes d'une fertilisation minérale équilibrée. Cette diminution s'explique d'une part par une réduction de 12 % de la fertilisation mais également par une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote. Ces meilleures performances agro-environnementales sont également rendues explicites par l'ajustement aux données observées du paramètre  $Y_{max}$  ( $Y_{max} = 558 \text{ kgN/ha/an}$  en AB et  $Y_{max} = 430 \text{ kgN/ha/an}$  en AC) qui permet de relier le rendement à la fertilisation totale. Ceci indique que pour une fertilisation donnée, les systèmes bio présentent des rendements légèrement plus élevés et corolairement des surplus inférieurs.
- (vi) Sans remise en cause des objectifs de rendement ou des rotations conventionnelles, les marges de manœuvre les plus importantes pour réduire encore les surplus concernent les systèmes bio. Nous avons montré que pour la plupart des rotations conventionnelles inventoriées dans le bassin de la Seine, l'équilibre de fertilisation tel que recommandé dans les dernières mises en applications régionales de la directive Nitrate est d'ores et déjà respecté. En revanche, la très large gamme de surplus observée en bio laisse entrevoir d'importantes améliorations possibles, en particulier en lien avec la reconnection culture-élevage permettant une valorisation locale des légumineuses fourragères. Les surplus les plus élevés sont liés au cumul d'une fertilisation exogène importante (fientes, vinasses) avec des apports par fixation symbiotique qui ne

sont pas toujours pris en compte dans le raisonnement de la fertilisation, surtout lorsque les cultures de légumineuses fourragères ne sont pas exportées. L'absence structurelle de débouchés pour ces productions dans les régions de grandes cultures du Nord de la France constitue un frein économique et environnemental considérable à l'extension de l'AB. De surcroît, malgré le faible nombre d'exploitations de polyculture-élevage enquêtées, il semblerait que ces dernières présentent des performances agro-environnementales nettement supérieures ( $Y_{\max} > 1000 \text{ kgN/ha/an}$ ).

- (vii) Les quelques exploitations AB spécialisées en maraîchage suivies dans cette thèse sont nettement moins performantes ( $Y_{\max} = 94 \text{ kgN/ha/an}$ ) que les exploitations de grandes cultures, y compris comportant des légumes de plein champ dans leurs rotations. Cela rend illusoire le redéveloppement d'une ceinture verte urbaine de maraîchage bio pour satisfaire entièrement les besoins de l'immense agglomération parisienne. La fertilisation nécessaire à l'obtention des meilleurs rendements observés ( $67 \text{ kgN/ha/an}$ ) entraîne un surplus excessivement élevé ( $125 \text{ kgN/ha/an}$ ) constituant un très fort potentiel de contamination nitrique. Une politique d'installation de maraîchers bio dans le cadre de la protection des aires d'alimentation de captages, peut avoir un effet d'entraînement positif pour une transition plus large vers le bio mais elle ne reste plausible que dans la mesure où les surfaces concernées ne représentent que quelques ha, et/ou moyennant la mise en place de clauses de limite de la fertilisation dans des baux ruraux environnementaux.

Faisant suite à cette comparaison des agrosystèmes sur la base des bilans azotés des sols, nous avons établi sur base empirique la relation qui existe entre surplus/lixiviation et concentrations des eaux drainages (chap. 4). Cela nous a permis de montrer que sur terres arables, la lixiviation est la destination principale du surplus (70% en moyenne), validant notre hypothèse de départ selon laquelle la réduction des surplus azotés constitue une voie centrale pour limiter la contamination nitrique des hydrosystèmes.

### **Des applications territorialisées**

La seconde partie de cette thèse ouvre sur des perspectives d'applications territorialisées dans lesquelles le cadre conceptuel d'analyse technique développé est mis à l'épreuve de sa capacité à éclairer, voire orienter des logiques d'acteurs et contribuer à l'élaboration d'une transition vers des agrosystèmes plus durables. Ce cadrage rationnel, qui permet d'exprimer certaines contraintes fonctionnelles, ne doit pas être considéré comme une volonté simplificatrice de ramener des décisions complexes de gestion des ressources à la seule dimension technique qui servirait un diptyque science/pouvoir en imposant des solutions pré-établies. Bien qu'un certain degré d'optimisation puisse être recherché, il s'agit plutôt d'ouvrir la démarche vers les parties prenantes des processus représentés, pour une meilleure adaptation aux contingences locales (Innes et Booher 1999; Innes 2004) et la recherche d'une solution fondée sur la coordination.

La modélisation détaillée des flux d'eau et d'azote sur le territoire de production d'eau potable de Flins-Aubergenville, bien qu'elle n'ait pas été conçue en concertation avec les acteurs locaux dans cette première étape exploratoire, a clairement une vocation de dialogue visant le consensus ou au moins la mise en place d'actions coordonnées entre les acteurs du territoire. Il s'agit de faciliter la construction d'une vision partagée (mais pas forcément unifiante) du territoire, et d'argumenter différents scénarios d'évolutions possibles afin de trouver un compromis entre l'acceptable et l'optimal éventuel. Une solution optimale pour la qualité de l'eau qui envisagerait la disparition des activités agricoles au profit de zones boisées ou enherbées n'est plus envisageable dès lors que l'énoncé scientifique se déploie dans l'espace public et rencontre d'autres cadrages et d'autres critères. La comparaison des performances agro-environnementales des pratiques réelles, réglementaires ou alternatives (biologique), et la simulation de leurs impacts sur le niveau de contamination nitrique, donnent des éléments de choix de gestion en « bornant » les possibles qui restent à inventer avec les acteurs locaux.

Sur la Plaine du Saulce, la comparaison de systèmes par l'analyse du bilan d'azote des sols s'insère dans une coordination amorcée depuis déjà deux décennies, et vient mettre en tension les préconisations issues des négociations et l'efficacité de ces politiques, elle relance un dialogue essoufflé par le temps qui passe mais nécessaire face à un étai réglementaire qui se resserre. Les éléments techniques ont été mobilisés pour faire office de tiers médiateur, et favoriser l'émergence d'une vision et de normes communes. La diffusion aux agriculteurs des alternatives existantes est centrale. Il apparaît indispensable de faire évoluer le contenu et les modalités de conseil aux agriculteurs. Il ne s'agit plus d'apporter un simple conseil technique attaché à l'usage des intrants dans un contexte immuable mais de motiver une transformation des systèmes de production eux-mêmes.

Ces deux cas d'étude laissent présager d'une perspective plus générale d'utilisation de l'analyse SSB dans des démarches participatives qui se situent aux interfaces entre nature et société comme celles portées par le collectif de chercheurs ComMod (<http://www.commod.org>). En s'intéressant à la manière dont les individus peuvent acquérir en groupe un cadre interprétatif, se superposant et prenant appui sur leur cadre personnel, l'approche revendiquée est constructiviste. L'accompagnement du processus de décision passe alors par la compréhension de l'organisation dans laquelle se trouve le système, pour favoriser les interactions qui président au changement, co-construire des solutions, et les suivre de près en rendant explicite l'évolution du système afin de pouvoir proposer des adaptations et d'apprendre continuellement en observant les effets de ces adaptations. L'utilisation des modèles est réflexive, les acteurs apprennent collectivement en créant, modifiant, et observant les résultats des modèles.

Dans cette perspective, l'analyse des multiples temporalités en jeu est essentielle pour aboutir à une gestion intégrée. Plusieurs temps sont à mettre en relation : le temps des dynamiques naturelles (transferts de nitrates dans la zone non saturée, et inertie hydrogéologique), et les temps des dynamiques humaines (négociations, prises de décisions et actions individuelles et collectives). Une autre complexité qu'il convient de rendre explicite, réside dans le fait que ces temporalités ne renvoient pas à un seul temps linéaire, mais se déclinent aussi en termes de dates, de durée (notamment le temps cumulé) et de périodicité. Nous avons montré dans les différents cas d'études que les approches synchroniques et diachroniques étaient nécessaires et complémentaires. Une des qualités applicatives de l'analyse SSB est de proposer une

## Conclusions générales

continuité de réflexions en permettant le passage du temps rond (celui des successions culturelles), et au temps long (celui de la trajectoire). Il s'agit là d'une qualité essentielle tant la question du développement durable nous interroge avec insistance sur le temps long et nous appelle à réconcilier les temps des acteurs et ceux de l'environnement.

En somme, ce travail trouvera son plein sens, s'il aide à faire partager, sur des territoires où se jouent des tensions entre acteurs pour l'utilisation de ressources fragiles, une vision de la complexité des enjeux qui s'opposent. Une vision où l'analyse technique ne dicte pas sa loi mais n'est pas pour autant évacuée du débat.

## Références

- Innes, Judith E. 2004. « Consensus building: Clarifications for the critics ». *Planning theory* 3 (1): 5-20.
- Innes, Judith E., et David E. Booher. 1999. « Consensus building as role playing and bricolage: toward a theory of collaborative planning ». *Journal of the american planning association* 65 (1): 9-26.
- Legay, J. M. 1997. *L'expérience et le modèle: un discours sur la méthode*. Sciences en questions. Paris: Institut national de la recherche agronomique.
- Legay, J. M. 1993. *Une expérience est-elle possible*. Masson, Paris.

# Liste des figures

- Figure 1 :** Composés azotés disponibles à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle pour servir d'engrais et alimenter l'industrie chimique (explosifs et colorants). Vestiges des quais de chargement de guano d'oiseaux marins sur les Iles Ballestas au Pérou (Haut) et affiches publicitaires pour la promotion des nitrates de soude du Chili et du guano de poisson français (Bas). **4**
- Figure 2 :** Couvertures de l'hebdomadaire illustré Rustica, créé en 1928 à destination d'un lectorat agricole, vantant les avantages du pâturage en 1935 et du tracteur en 1954. **5**
- Figure 3 :** Affiches publicitaires pour la promotion les engrais chimiques (gauche : Comptoir Français De l'Azote, Stéphane, 1920) (droite : Société Saint-Gobain, années 50). **6**
- Figure 4 :** Schéma de la cascade de l'azote montrant le cheminement de l'azote réactif depuis les sols agricoles jusqu'aux zones marines côtière à travers le continuum aquatique, les espaces urbains et le réservoir atmosphérique, et les problèmes environnementaux occasionnés par les pertes d'azote réactif à toutes les étapes de ce cheminement, modifié d'après Billen et al. (2013). **8**
- Figure 5 :** Représentation schématique de l'inscription du bilan COMIFER dans le bilan SSB. Les différentes entrées d'N réactif total au sol du bilan SSB se font par les engrais de synthèse (Xmin), les produits résiduaux organiques (PRO), la fixation symbiotique (BNF), les dépôts atmosphériques (Dep) et l'irrigation (Nirr). Dans le bilan COMIFER, les différentes fournitures d'N minéral à la culture se font par l'apport de fertilisants de synthèse (Xmin), la minéralisation nette de l'humus du sol (Mh), la minéralisation des résidus de récoltes (Mrc) et de cultures intermédiaires (Mrci) et la minéralisation des produits résiduaux organiques (Mpro). Le bilan COMIFER s'applique à la période de croissance de la culture, typiquement du printemps (le bilan est initialisé par une mesure ou une estimation du Reliquat Sortie Hiver d'azote minéral du sol) à la récolte. Le bilan SSB s'applique à l'ensemble du cycle de rotation culturale. **22**
- Figure 1-1 :** Boxplot representing % Ndfa in shoot N for alfalfa (Alf), clover (Clo), faba bean (Fab), lentil (Len), and field pea (Pea). The thick dark line indicates the median value, the box represents 50% of all data. Values followed by different letters are significantly different at the 0.05 level. The area of each boxplot is proportional to the sample size. **34**
- Figure 1-2 :** The left panel shows the relationship between the fraction of N in shoot derived from the atmosphere (% Ndfa) and shoot DM produced (t/ha) for grain and forage legumes grown in different geographic locations. No correlation was found ( $R^2 = 0.02$ ). The middle panel shows the relationship between shoot dry matter (t/ha) and the amount of N<sub>2</sub> fixed in shoot (kgN/ha). The line indicates the linear regression among all data points ( $y = 22.2 * DM + 10.6$ ;  $R^2 = 0.62$ ;  $n = 706$ ). The right panel shows the relationship between legume shoot total N (kg/ha) and the amount of N<sub>2</sub> fixed in shoot (kgN/ha). The line indicates the linear regression among all data points ( $y = 0.77 * N_y - 2.63$ ;  $R^2 = 0.92$ ;  $n = 860$ ). Legume species involved in the relationships are Alf: alfalfa (*Medicago sativa*); Fab: faba bean (*Vicia faba*); Len: lentil (*Lens culinaris*); Pea: pea (*Pisum sativum*), Clo: clover (including perennial and annual species *Trifolium repens*, *T. pratense*, *T. subterraneum*, *T. alexandrinum*, *T. balansa*, *T. alsike*, *T. berseem*, *T. crimson*, *T. persian*). **36**
- Figure 1-3 :** Correlations and adjusted R<sup>2</sup> for legume shoot N yield (N<sub>y</sub>) and the amount of N<sub>2</sub> fixed in shoots for two forage (alfalfa and clover) and three crop legumes (lentil, pea, faba bean). The lines indicate the fitted bootstrap linear regressions. Shaded polygons are bootstrapped 95% confidence interval based on 10 000 replications for each crop regression coefficient (slope and intercept). **40**

- Figure 1-4 :** Amounts of N fixed in shoot for legumes commonly grown in legume-based organic rotation namely (alfalfa, red clover, white clover as cover crop, faba bean and field pea) for a range of yields obtained in 30 organic farms specialized in field crop production in the Paris basin (France). Error bars indicate  $\pm 1$  standard deviation. **45**
- Figure 1-5 :** Soil surface balance in a typical organic crop rotation on a deep loamy sand soil in the Ile-de-France region. The black arrows show total N inputs via manure, symbiotic fixation and atmospheric deposition on arable land. The grey arrows are for harvested N. In the centre of the diagram appears the N surplus (N inputs-N harvested) integrated over the entire rotation. The N flows are mean values expressed in kgN/ha/yr **48**
- Figure 2-1 :** Examples of trajectories followed by countries in the Y vs. F diagram. (a) Examples of type I trajectories. (b) Examples of type II trajectories. (c) Examples of type III trajectories. d. Examples of type IV trajectories.  $R^2$  is the coefficient of determination, defined as :  $R^2 = 1 - [\Sigma(\text{obsi}-\text{calci})^2 / \Sigma(\text{obsi} - \text{meanobs})^2]$  where obsi are the observed values of yield, calci the yield value calculated with the relationship and meanobs is the average value of the observed yields over the period considered. Negative values of  $R^2$  indicate poor fit of the relationship on the observed values. This is often the case for the most recent period of type III trajectories because of still evolving agronomical conditions. **70**
- Figure 2-2 :** Past and current agricultural potential of world countries, in terms of maximum protein yield of cropping systems ( $Y_{\max}$ ). **72**
- Figure 2-3 :** 50 years trends in nitrogen use efficiency of the cropping system of a number of countries. **73**
- Figure 2-4 :** (a) Distribution of the share of symbiotic fixation and synthetic fertilizers in total N inputs to cropland by countries in 2000-2009. (b) Observed relationship between NUE and the proportion of symbiotic fixation, or of synthetic fertilisers in total N inputs to cropland in the period 2000-2009. **75**
- Figure 2-5 :** The global cropping system: (a) Trajectory followed by global world cropping systems in the Y vs. F diagram (Y: crop yield in protein harvested, kgN/ha/yr; F: total N inputs to the cropland soil, kgN/ha/yr). (b) Trends in nitrogen use efficiency of the global cropping system c. Evolution of the components of the global cropping system budget. **76**
- Figure S1-1 :** Fraction of total synthetic N fertiliser applied to grassland in non-European countries, since the end of the 1950's. **83**
- Figure S1-2 :** Percentage of total synthetic N fertilizer use applied to grassland in European countries, since the end of the 1950ies. **84**
- Figure S2-1 :** Percent deviation of the 2009 yield to the maximum yield  $[(Y_{\max}-Y) / Y_{\max}]$ . **96**
- Figure S2-2 :** (a) Map of nitrogen surplus applied to cropland (F-Y in kgN/ha/yr) in the period 2000-2009. (b) Relationship between surplus and NUE. **97**
- Figure 3-1 :** Some current agricultural characteristics of the Seine watershed and the neighboring North of France regions. (a.) The proportion of arable land in the total agricultural land use (ALU). (b.) Livestock density defined as the livestock units (LU) per ha of agricultural land (ALU) at the department scale (source: Eurostat, agricultural statistics). **104**
- Figure 3-2 :** Some current organic agricultural characteristics of the Seine watershed and the neighboring regions of the North of France. (a.) Proportion of organic arable land in the total organic agricultural land use (ALU). (b.) Livestock density defined as the livestock units (LU) per ha of organic agricultural land use (ALU) at the department scale (data compiled from the Agence Bio). **105**

<b>Figure 3-3</b> : Yield (in 100kgDM/ha/yr) of the main crops cultivated in the Seine basin under organic and conventional systems. Asterisks indicate significant differences between OF and CF. *** P < 0.0001 ** P < 0.001 * P < 0.05.	<b>111</b>
<b>Figure 3-4</b> : Proportion of cereals, oilseeds, grain legumes, forage legumes, other forages (grass, silage maize), industrial crops (sugar beet, field vegetables, flax, and hemp), and harvested straw in the total yield integrated over the whole rotation cycle in (%) (c.) or in (kgN/ha/yr) (d.) of organic (OF) vs conventional cropping systems (CF). Proportion of BNF, mineral fertilizers, organic fertilizers (manure, hen droppings, etc.), composted manure or green waste products (C/N > 15), atmospheric depositions and irrigation in the total N inputs integrated over the whole crop rotation cycle in (%) (a.) or in (kgN/ha/yr) (b.) of organic (OF) vs conventional cropping systems (CF). Different letters indicate significant differences between N sources (a.) (b.) or between harvested materials (c.) (d.). Asterisks indicate significant differences between OF and CF. *** P < 0.0001 ** P < 0.001 * P < 0.05.	<b>112</b>
<b>Figure 3-5</b> : Relationships between total N inputs (in kgN/ha/yr) and yield (in kgN/ha/yr) (a.), surplus (in kgN/ha/yr) (b.) and NUE (in %) (c.) for organic field crop systems (OFC), organic mixed crop and livestock systems (OMCL), conventional cropping systems (CF) and conventional mixed crop and livestock systems (CMCL). Each point is the mean value for a whole rotation cycle. Dotted lines (b.) represent the maximum surplus compatible with the requirement of producing infiltration water below the 50-mgNO <sub>3</sub> /l (11mgN/l) drinking water standard given the range of infiltrated fluxes in the Seine watershed.	<b>115</b>
<b>Figure 3-6</b> : Comparison of current fertilization practices and optimal inputs recommended by the PNB (in kgN/ha/yr). Each point is the mean value for a whole rotation cycle.	<b>119</b>
<b>Figure 4-1</b> : Prélèvement d'eau sous-racinaire dans une bougie poreuse à l'aide d'une pompe de dépression dans une exploitation de Seine-et-Marne du réseau ABAC.	<b>137</b>
<b>Figure 4-2</b> : (a) Monolithe d'un lysimètre à Châlons-sur-Marne (Rendzine brune sur Craie) (b) Cases lysimétriques utilisées à Châlons-sur-Marne photographiées lors de leur construction © INRA.	<b>138</b>
<b>Figure 4-3</b> : (a) Lixiviation mesurée vs. lixiviation estimée à partir du surplus azoté et de l'indice de couverture automnale ICA. (b) Concentration nitriques des eaux sous-racinaire mesurée vs estimée à partir de l'estimation de lixiviation et de la lame drainante.	<b>144</b>
<b>Figure 4-4</b> : Relation entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an (a) ou la concentration des eaux de drainage en mgN/l (b) pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5).	<b>144</b>
<b>Figure 4-5</b> : Relations entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5) et sur prairies.	<b>146</b>
<b>Figure 5-1</b> : Calendrier de la vie agricole (gestion du cheptel et travail de la terre) au XIX <sup>ème</sup> siècle d'un village beauceron d'après le roman de Zola, La Terre.	<b>165</b>
<b>Figure 5-2</b> : Diagramme d'occupation du sol et assolement des terres labourables en 1873 en France métropolitaine et pour le département d'Eure-et-Loir, d'après les données compilées de l'Annuaire des statistiques de la France.	<b>166</b>
<b>Figure 5-3</b> : Rendements céréaliers moyens en France et en Eure-et-Loir à la fin du XIX <sup>ème</sup> siècle. Données compilées d'après l'Annuaire des statistiques de la France.	<b>167</b>
<b>Figure 5-4</b> : Flux d'azote sur les sols de l'exploitation de la famille Buteau.	<b>171</b>
<b>Figure 5-5</b> : Flux d'azote sur les sols du domaine de la Borderie.	<b>172</b>

<b>Figure 6-1</b> : Location of organic farms growing fresh vegetables in the North of France, and the proportion of their utilised agricultural land (UAL) allocated to vegetables (source: Agence Bio, 2010).	<b>179</b>
<b>Figure 6-2</b> : Proportion of BNF, organic fertilisers (manure, hen droppings, etc.), composted manure or green waste products (C/N > 15), atmospheric depositions and irrigation in the total N inputs integrated over the whole crop rotation cycle in (kgN/ha/yr) of the six organic farms (OF).	<b>184</b>
<b>Figure 6-3</b> : Relationships between total N inputs (in kgN/ha/yr) and yield (in kgN/ha/yr) (a.), surplus (in kgN/ha/yr) (b.) and NUE (in %) (c.) for organic market gardening field areas in the six farms. Each dot is the mean value for a whole rotation cycle for six the farms studied.	<b>186</b>
<b>Figure 6-4</b> : Long-term trends in the apparent per capita consumption rate of potatoes, pulses, fresh vegetables and fresh fruits in France, according to national statistics (Agreste). Actual consumption in 2006 as estimated by individual consumer inquiries (INCA2, Afssa, 2009) is also shown for comparison. The apparent consumption predicted in the prospective Afterres2050 scenario (Solagro, 2014) is indicated for 2050.	<b>190</b>
<b>Figure 7-1</b> : Stratégies d'actions face à la pollution d'un captage par les nitrates.	<b>202</b>
<b>Figure 7-2</b> : Evolution de la teneur en nitrates au captage de la Plaine du Saulce (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).	<b>204</b>
<b>Figure 7-3</b> : Limites du bassin d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce et localisation des puits (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).	<b>206</b>
<b>Figure 7-4</b> : Carte Géologique « simplifiée du BAC de la Plaine du Saulce (source : Obert, 2011).	<b>207</b>
<b>Figure 7-5</b> : Occupation du sol du BAC de la Plaine du Saulce.	<b>207</b>
<b>Figure 7-6</b> : Carte des sols du BAC de la Plaine du Saulce (source : Sciences Environnement, 2010).	<b>208</b>
<b>Figure 7-7</b> : Evolution de la production (récolte) en azote (a), et de la fertilisation totale (engrais minéraux et organiques, retombées atmosphériques et fixation symbiotique) des terres arables du département de l'Yonne depuis 1950 (données Agreste) (b) Calcul du surplus azoté (Fertilisation –production) (c). Calcul de la concentration résultante en nitrates (compte tenu d'une lame d'eau infiltrée de 250 mm/an) et comparaison avec la chronique à long terme de la contamination nitrique de fond des captages de la Plaine du Saulce (d).	<b>209</b>
<b>Figure 7-8</b> : Evolution des concentrations en CFCs et SF6 dans l'atmosphère (source : USGS).	<b>210</b>
<b>Figure 7-9</b> : Coupe géologique schématique du secteur d'études (Sciences Environnement, 2010).	<b>211</b>
<b>Figure 7-10</b> : Eléments du bilan azoté des sols (SSB, Soil Surface Balance).	<b>214</b>
<b>Figure 7-11</b> : Relation entre le surplus et la fertilisation totale pour les rotations principales pratiquées et les systèmes intégrés et avec une gestion équilibrée de la fertilisation.	<b>215</b>
<b>Figure 7-12</b> : Relation entre le surplus et la fertilisation totale dans le cas d'une rotation de référence Colza-Blé-Oh supposée conduite selon les préconisations du COMIFER pour des objectifs de rendement variables.	<b>216</b>

<b>Figure 7-13</b> : Relation entre la fertilisation totale et l'exportation par la récolte (a) ou le surplus azoté (b) pour une rotation intégrée préconisée sur le BAC (selon les références techniques de l'arrêté préfectoral) « arrêté » et pour les rotations de références « réelles » en comparaison des performances moyennes atteintes en grandes cultures « GCult AB » et polyculture élevage « Cult-Elev. AB » biologique dans le Nord de la France. Les limites de potabilité (ligne tiretée) et de qualité (ligne continue) des eaux infiltrées sont indiquées.	<b>217</b>
<b>Figure 7-14</b> : Evolution pour les départements de Bourgogne de l'effectif ovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'après Agreste).	<b>221</b>
<b>Figure 7-15</b> : Evolution par départements en région Bourgogne de l'effectif bovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'Agreste).	<b>221</b>
<b>Figure 7-16</b> : Evolution cantonale de l'effectif du troupeau ovin en région Bourgogne entre 1970 et 2000 (données compilées du RGA).	<b>222</b>
<b>Figure 7-17</b> : Evolution des effectifs de bovins en région Bourgogne par petites régions agricoles de 1970 à 2010 (données compilées d'Agreste).	<b>223</b>
<b>Figure 7-18</b> : Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage bovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).	<b>225</b>
<b>Figure 7-19</b> : Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage ovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).	<b>226</b>
<b>Figure 7-20</b> : Répartition des exploitations AB de grandes cultures sans élevage (données compilées de l'Agence Bio, 2010).	<b>227</b>
<b>Figure 8-1</b> : Evolution de la concentration en pesticides en entrée de l'usine de traitement de Flins-Aubergenville (gauche). Evolution de la concentration en nitrates en sortie de l'Usine de Flins-Aubergenville (droite). La ligne pointillée en violet indique la mise en fonctionnement du procédé de géofiltration sur berge. Source (LDE).	<b>233</b>
<b>Figure 8-2</b> : Localisation de l'Aire d'Alimentation de Captage de Flins-Aubergenville, située aux portes de Paris et du Parc Naturel Régional du Vexin français, au sein de l'Opération d'Intérêt National « Seine-Aval ».	<b>235</b>
<b>Figure 8-3</b> : Evolution de l'occupation du sol de l'AAC de Flins-Aubergenville, en rive gauche et droite de la Seine entre 1982 et 2008 (source: IAU d'Ile-de-France).	<b>236</b>
<b>Figure 8-4</b> : Carte de l'occupation des sols de l'AAC de Flins-Aubergenville. Délimitation de l'AAC (contour rouge) et de la zone prioritaire (contour noir). Les points cerclés de noirs représentent les forages du champ captant (source, LDE).	<b>237</b>
<b>Figure 8-5</b> : Coupe géologique Nord-Sud de la zone prioritaire, passant par Flins-sur-Seine (source : LDE).	<b>242</b>
<b>Figure 8-6</b> : Localisation des ouvrages de prélèvements (source, LDE).	<b>243</b>
<b>Figure 8-7</b> : Détermination de l'occupation du sol sur le coteau d'Aubergenville en 1999 par traitement SIG de photos aériennes (Source : SAFEGE).	<b>246</b>
<b>Figure 8-8</b> : Evolution l'occupation du sol de 1965 à 2010 au droit des limites actives du modèle de nappe, et sur les coteaux Sud (Source : SAFEGE).	<b>247</b>
<b>Figure 8-9</b> : Evolution du surplus azoté des sols agricoles du département des Yvelines depuis 1950 (la courbe représente la moyenne mobile sur 4 ans) (haut). Evolution du surplus azoté (milieu) et des rendements moyens à par ha (bas) en fonction de la fertilisation totale.	<b>249</b>
<b>Figure 8-10</b> : Evolution de la proportion dans la fertilisation totale des différentes formes d'apports azotés au sol.	<b>250</b>

<b>Figure 8-11</b> : Localisation dans la zone prioritaire (rive gauche), des parcelles avec des cultures légumières.	<b>251</b>
<b>Figure 8-12</b> : Concentrations sous-racinaires en entrée du modèle de nappe, en différenciant celles des rotations légumières et celles de grandes de cultures (GC) pour les zones cultivées, et les pertes liées à l'assainissement pour les communes de Mézières, Aubergenville et Les Mureaux.	<b>253</b>
<b>Figure 8-13</b> : Carte d'épaisseur de la zone non saturée (Lemaire, 2013).	<b>254</b>
<b>Figure 8-14</b> : Concentrations observées et calculées dans les forages P sous influence des coteaux agricoles.	<b>255</b>
<b>Figure 8-15</b> : Localisation des parcelles cultivées en agriculture biologique (ferme de la Haye, maraîchage dans la plaine alluviale et grandes cultures sur les coteaux) et conventionnel raisonné (rotations GC et légumières) dans le scénario B.	<b>258</b>
<b>Figure 8-16</b> : Cartes d'évolution des teneurs en nitrates du champ captant (nappe de la craie), entre 2014 et 2080 selon deux scénarios d'évolution des pratiques agricoles. Scénario A : préconisations réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture des sols. Scénario B : agriculture biologique sur les coteaux, et pratiques réglementaires dans la plaine alluviale. La référence est la poursuite des pratiques actuelles.	<b>261</b>
<b>Figure 8-17</b> : Différence de concentrations simulées dans les scénarios A (Haut) et B (Bas) par rapport à la simulation de référence dans chacun des forages entre 2010 et 2080.	<b>262</b>
<b>Figure 8-18</b> : Evolution des concentrations nitriques simulées dans les forages P en bordure de coteaux entre 1960 et 2080 selon la situation de référence (Haut), le scénario A « raisonné » (Milieu) et le scénario B « Bio » (Bas).	<b>263</b>
<b>Figure A8-1</b> : Carte pédologique de l'AAC d'après le référentiel pédologique d'Ile-de-France (1/250 000°).	<b>273</b>
<b>Figure A8-2</b> : Localisation des réseaux d'assainissement (SAFEGE, 2008).	<b>274</b>

# Liste des tableaux

<b>Table 1-1</b> : Descriptive statistics of the variables contained in the data set used to estimate N <sub>2</sub> fixation in shoot for field-grown crops and forage legumes.	<b>33</b>
<b>Table 1-2</b> : Results of linear regression analysis across “All” legumes, “Grain” or pulse crops, “Forage” legumes and for individual legumes. Two kind of linear relationships are derived for each category for estimating N <sub>2</sub> fixed in shoot: dry matter (DM) and N yield.	<b>37</b>
<b>Table 1-3</b> : Summary of published empirical relationships relating dry matter (DM, t/ha) to N <sub>2</sub> fixation in shoot.	<b>38</b>
<b>Table 1-4</b> : Below-ground plant-derived N (BGP-N) in % of total plant-derived N (PD-N) and rhizodeposited N (Ndfr) in % of BGN for different legume species.	<b>43</b>
<b>Table 1-5</b> : Summary of total plant N contained as below-ground N (roots + rhizodeposits) at maturity for individual species and forage and grain groupings (mean ± SD), and associated multiplicative factors (BG factor) to obtain total N <sub>2</sub> fixation.	<b>44</b>
<b>Table 1-6</b> : Estimates of average N fixed and N net inputs (fixed N – harvested N) from legume yields obtained in 30 organic farms specialized in field crop production in the Paris basin (France). Values are mean ± SD.	<b>46</b>
<b>Table A1-1</b> : Database on N <sub>2</sub> fixation from published studies for forage and pulse legume species. Data are listed according to species, geographical location and measurement methods.	<b>60</b>
<b>Table S1-1</b> : Generalization of proportion of fertiliser use to grasslands by regions (FAO, 2006).	<b>83</b>
<b>Table S1-2</b> : Values of % Ndfa (is the percentage of N uptake derived from N fixation), NHI (N-harvest Index), BGN factor (belowground-N, roots + rhizodeposition) used to estimate total biological N-fixation by legumes.	<b>85</b>
<b>Table S1-3</b> : Areas and estimates of N fixed annually by N <sub>2</sub> -fixing agents using FAO statistical data for 2009 (FAOSTAT).	<b>87</b>
<b>Table S1-4</b> : Ratio between animal excretion and animal slaughtered weight used to calculated animal excretion rates per head for each country/year.	<b>88</b>
<b>Table S1-5</b> : Percentage of N in excretion used as manure on croplands and grasslands, not including losses in animal waste management systems (based on Sheldrick et al. 2003).	<b>89</b>
<b>Table S2-1</b> : Yield/Fertilisation relationship by country and corresponding Y <sub>max</sub> values.	<b>93</b>
<b>Table 3-1</b> : $\alpha_{\text{cult}}$ and $\beta_{\text{cult}}$ regression coefficients for the estimation of N fixed in shoot.	<b>106</b>
<b>Table 3-2</b> : Comparison of organic systems specialized in field crops (OFC) or with mixed crop and livestock (OMCL) and conventional field crop systems (CFC) according to the length of their rotation (in years) and the proportion of spring crops, grain and forage legumes, and cereals.	<b>110</b>

<b>Table 3-3</b> : Descriptive statistics (mean $\pm$ standard deviation, range, median, 1st quartile Q1 and 3rd quartile Q3) of the total fertilization (F), yield (Y) and surplus (S) calculated at the rotation scale for the organic and conventional cropping systems studied following optimal fertilization practices.	<b>113</b>
<b>Table 3-4</b> : Ymax value (kgN/ha/yr) for organic crop farming (OF) and mixed crop and livestock farming (OMCF) systems, and for conventional cropping systems (CF).	<b>114</b>
<b>Table A3-1</b> : SSB details for all organic field crops (OFC), mixed crops and livestock (OMCL) systems.	<b>124</b>
<b>Table A3-2</b> : SSB details for all conventional systems, following the PNB fertilization recommendations or with current practices.	<b>126</b>
<b>Tableau 4-1</b> : Synthèse des mesures « directes » de lixiviation par bougies poreuses (b), lysimètres (l), drains (d), carottages (c), des surplus azotés et de l'indicateur de couverture automnale (ICA) des successions culturales de divers sites du Bassin de la Seine.	<b>140</b>
<b>Tableau 4-2</b> : Taux d'abattement de la lixiviation (%) en fonction des intercultures et des espèces de CIPAN semées : légumineuses pures (L), mélange incluant des légumineuses et non légumineuses (M), graminées (G) ou crucifères (C).	<b>143</b>
<b>Table 5-1</b> : Caractéristiques fonctionnelles et performances productives et environnementales du domaine de la Borderie et de la ferme de Buteau (Beauce) à la fin du XIXème siècle.	<b>168</b>
<b>Table 6-1</b> : Main characteristics of the organic farms with market gardening lands studied.	<b>181</b>
<b>Table 6-2</b> : Values of the coefficients used for the estimation of total biological N-fixation by grain and forage legumes.	<b>183</b>
<b>Table 6-3</b> : Soil surface budget for the total vegetable surfaces (field and greenhouse) of the six OMG farms studied.	<b>184</b>
<b>Table 6-4</b> : Estimation of the vegetable (excluding or including potatoes) areas needed to locally feed the Paris agglomeration according to three levels of productivity, corresponding to the maximum N surplus compatible with the nitrate concentration drinking water standard of 11 mgN/l in dry and wet conditions, and to the N saturation fertilisation rate. The areas are given in absolute terms (km <sup>2</sup> ) and in % of the utilised agricultural land area (UAL) of the Ile-de-France region comprising the Paris agglomeration.	<b>191</b>
<b>Table A6-1</b> : Vegetable N content and sources.	<b>195</b>
<b>Tableau 7-1</b> : Calcul du surplus azoté pour la rotation intégrée Co-B-Op-T-B-Oh par types de sols selon les objectifs de rendement et les références techniques de l'arrêté préfectoral.	<b>218</b>
<b>Tableau 8-1</b> : Synthèse des MAET proposées sur la zone prioritaire et de leur financement.	<b>238</b>
<b>Tableau 8-2</b> : Valeurs des surplus azotés en fonction des principales rotations et types de sols résultant des pratiques culturales actuelles (référence 2010) et des prescriptions réglementaires de fertilisation d'après la méthode du COMIFER, et coefficient de lixiviation du surplus associé aux mesures réglementaires de couverture automnale des sols.	<b>257</b>

<b>Tableau 8-3</b> : Valeurs des surplus azotés bio et coefficients de lixiviation du surplus associés liés à la couverture automnale des sols (luzerne, CIPAN ou culture d'hiver).	<b>259</b>
<b>Tableau 8-4</b> : Production agricole biologique (exprimée en tonnes/an et en kgN/an) prévue dans le cadre du scénario B.	<b>264</b>
<b>Tableau 8-5</b> : Evaluation des besoins de la restauration collective de l'OIN Seine-Aval en légumes (hors ou avec pommes de terre), céréales et légumes secs et potentiel de production de produits bio de la zone prioritaire de l'AAC (Scénario B).	<b>266</b>
<b>Tableau 8-6</b> : Estimation de la consommation apparente des habitants de l'OIN Seine-Aval à partir des statistiques de la FAO pour l'année 2010.	<b>267</b>

