



Programme PIREN-Seine
Rapport de synthèse 2011-2015
Volume 1

“Quelle agriculture pour demain?”

Direction et secrétariat :
UMR CNRS 7619 Metis
Université P&M Curie
Tour 56, 3e étage, boîte 105
4, place Jussieu
75252 Paris cedex 05



Sommaire général

« Quelle agriculture pour demain ? » : Introduction générale.....	3
Actualisation de la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles (ARSEINE : 2006-2014).....	11
Performances agro-environnementale des systèmes de cultures : Bilan d'azote du sol et relations rendement, surplus, lessivage	29
Un réseau collaboratif de mesure de la lixiviation en grande culture	53
Emissions de protoxyde d'azote par l'agriculture	73
Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie	93
La modélisation du devenir des pesticides : Recueil de données et utilisation du modèle agronomique STICS pour simuler les transferts sur le long terme	137
Les flux d'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne et leur gouvernance. Trajectoire socio-écologique du 18ème au 21ème siècle	175
La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires	195
Analyse de territoires à enjeux eau avec les acteurs grâce à un nouvel outil	215
L'eau et l'azote dans un modèle Agro-Economique	235
Scenarios prospectifs du système hydro-agro-alimentaire du bassin de la Seine et conséquences en matière de qualité de l'eau	247
Reconnecter l'élevage et la grande culture pour réduire la pollution diffuse : le cas du bassin de l'Orgeval	275
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	293
L'eau dans la campagne urbaine : L'AAC de Flins-Aubergenville	323

« Quelle agriculture pour demain ? » : Introduction générale¹

Gilles Billen^{1*}, Juliette Anglade¹, Aude Arrighi³, Abdelkader Azougui¹, Fabienne Barataud³, Sabine Barles², Bernard Barraqué¹¹, Nicolas Beaudoin⁵, Marc Benoît³, Marie Benoit¹, Hélène Blanchoud¹, Sabine Bognon², Cyril Bourgeois⁹, Ghislain de Marsily¹, Amandine Durpoix³, Nicolas Gallois⁴, Josette Garnier¹, Cyril Gisbert¹, Eric Gréhan⁵, Florence Habets¹, Pierre Humblot⁹, Pierre-Alain Jayet⁹, Luis Lassaletta¹, Marie Launay⁸, Christine Le Bas⁶, Julia Le Noé¹, Joël Léonard⁵, Anna Lungarska⁹, Bruno Mary⁵, Benjamin Mercier¹, Catherine Mignolet³, Elvire Petel⁹, Athanasios Petsakos⁹, Céline Peyrard⁵, Thomas Puech³, Wilfried Queyrel¹, Antsiva Ramarson¹, Dominique Ripoche⁸, Céline Schott³, Gaëlle Tallec⁷, Sylvain Théry¹, Virginie Vergnaud¹⁰, Pascal Viennot⁴.

¹UPMC/CNRS, UMR Metis, 75005 Paris

²Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, UMR Géographie-Cités 8504, 75005 Paris.

³INRA, UR 055 ASTER-Mirecourt, 88500 Mirecourt.

⁴MINES ParisTech/ARMINES, Géosciences, 77305 Fontainebleau

⁵INRA AgroImpact, 02007 Laon

⁶INRA Infosol, 45075 Orléans

⁷IRSTEA, UR Hydrosystèmes et Bioprocédés, 92761 Antony

⁸INRA Agroclim, Domaine St Paul - Site Agroparc 84914 Avignon

⁹UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech

¹⁰Géosciences Rennes-OSUR, Rennes

¹¹CIRED-CNRS, Agroparitech, Paris

* *gilles.billen@upmc.fr*

1 Les objectifs du Thème

Il apparaît aujourd'hui très clairement que l'agriculture est, dans le bassin de la Seine comme en de nombreux endroits en Europe et dans le monde, un facteur majeur d'altération de la qualité des masses d'eau. La généralisation des mesures visant à 'raisonner' l'agriculture (équilibre de la fertilisation, bandes enherbées, ...) a sans aucun doute permis d'enrayer une évolution dramatique de la pollution diffuse agricole initiée dans les années 1970, mais n'a le plus souvent réussi qu'à stabiliser une situation déjà fortement dégradée. Des changements beaucoup plus radicaux sont donc indispensables pour restaurer la qualité de l'eau dans notre territoire. Mais l'Agro-Système Seine comporte de telles inerties que les changements sont à la fois difficiles à mettre en œuvre et longs à porter leurs effets. Il est d'autant plus nécessaire d'explorer des scénarios de changement à l'aide de la modélisation.

Les travaux menés depuis 4 ans dans le PIREN-Seine autour du thème de l'Avenir de l'Agriculture du Bassin se sont articulés autour de cet objectif: « *se doter des outils permettant de comprendre dans son ensemble le fonctionnement actuel de l'Agro-Système Seine et d'appréhender les changements en cours, afin d'anticiper leurs conséquences sur la qualité des eaux à l'horizon des prochaines décennies, en lien avec les autres problématiques environnementales (effet de serre, qualité de l'air, ...). Il s'agira en particulier d'instruire des scénarios contrastés de l'évolution du système et d'évaluer leurs conséquences environnementales et économique-sociales* ».

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Billen G. et al., (2016) – « Quelle agriculture pour demain ? » : Introduction générale. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

Les résultats acquis seront donc présentés selon ces deux axes :

(1) décrire et comprendre les dynamiques à l'œuvre dans le système actuel, qu'il s'agisse des pratiques agricoles, de la cascade des polluants qu'elles engendrent dans l'environnement, ou de l'organisation de la chaîne d'approvisionnement alimentaire ;

(2) imaginer les futurs possibles de ce système et en évaluer les conséquences sur l'hydrosystème.

L'approche adoptée dans les travaux du thème se réclame résolument de l'*Ecologie Territoriale* (voir p.ex Reppelin, Duret et Barles, 2014, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Ref_-_Comptabilite_des_flux_de_matiere.pdf). A l'échelle de l'aire d'alimentation de captage, du sous-bassin ou de la région agricole, le territoire est appréhendé comme l'unité pertinente permettant d'identifier les flux de matière qui caractérisent le fonctionnement socio-économique d'une société en interaction avec son milieu naturel. Le territoire peut alors être décrit métaphoriquement comme une cellule ayant son métabolisme propre. Poussant plus loin cette métaphore, le regroupement des territoires régionaux à l'échelle nationale ou à celle du grand bassin versant pourrait s'apparenter à l'assemblage des cellules constituant un organisme; l'interaction des sous-unités entre elles définissant alors le métabolisme du territoire national. A l'ère de l'Anthropocène, cette approche semble particulièrement pertinente puisqu'elle permet d'intégrer l'activité humaine et le fonctionnement économiques d'une société à l'échelle du territoire aux autres processus naturels impliqués dans les flux et transformations de la matière. Réciproquement, l'analyse des flux de matières à l'échelle territoriale permet également de dresser certaines des caractéristiques socio-économiques du territoire en question.

2 Le système Hydro-Agro-Alimentaire actuel du bassin de la Seine

Au cœur des réflexions menées collectivement à travers les travaux présentés ci-après se trouve la notion de système hydro-agro-alimentaire. Ce ne sont donc pas seulement les pratiques agricoles qui ont fait l'objet des travaux menés dans le thème : c'est un ensemble beaucoup plus vaste dans lequel l'agriculture est insérée : un système de pratiques, de conseils, de réglementations, de commercialisation ; un système de flux de matière, de demandes de consommation, d'échanges, de pertes et de transferts environnementaux (Fig. 1).

La plus grande partie des efforts de recherche du PIREN a été consacrée à décrire, et à tenter de comprendre le fonctionnement de ce système et les interactions entre ses différentes composantes, tant en ce qui concerne les pratiques agricoles et les cascades de contaminations environnementales qu'elles engendrent, que les circuits d'approvisionnement alimentaire et les mécanismes de gouvernance à diverses échelles spatiales.

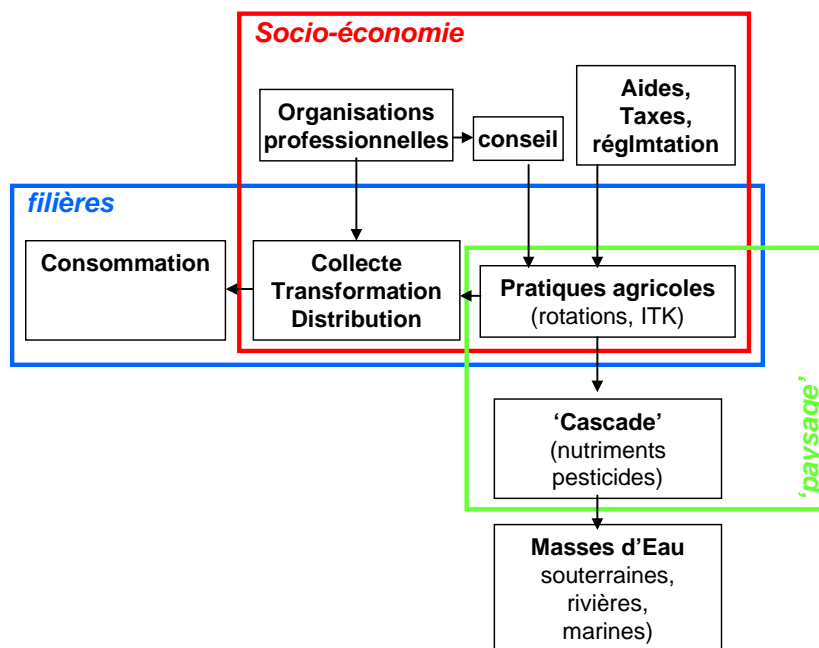


Figure 1 : Les diverses composantes du système Hydro-Agro-Alimentaire du bassin de la Seine.

2.1 Pratiques agricoles et cascades de contaminations associées

Il s’est agi tout d’abord de répertorier dans une base de données (ARSeiNe) la **diversité des pratiques agricoles** stricto sensu (les rotations et les itinéraires techniques associés), ainsi que leurs variations dans le temps (depuis les années 1970 jusqu’à 2014) et dans l’espace (à l’échelle de 95 unités de modélisation agricoles, UMA). Ce travail a mobilisé une grande diversité de sources d’informations de natures très différentes : bases de données nationales (Recensement Agricole, enquêtes sur l’utilisation du territoire et sur les pratiques culturales, statistiques agricoles annuelles), maillages spatiaux préexistants et entretiens auprès d’une cinquantaine d’acteurs.

2. Thomas Puech, Céline Schott, Catherine Mignolet. **Actualisation de la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEiNe-NormandiE pour l’analyse de l’évolution récente des pratiques agricoles (ARSEINE : 2006-2014)**

L’évaluation des performances agronomiques et environnementales de l’agriculture a fait l’objet d’une réflexion originale basée sur le bilan d’azote des sols arables. Les trois termes de ce bilan, intégré sur l’ensemble d’un cycle de rotation culturale, à savoir le total des apports d’azote au sol (ou fertilisation totale), la quantité d’azote exportée par la récolte (ou rendement azoté) et le surplus (ou solde du bilan), permettent de définir les performances agronomiques (la capacité de production protéique de la rotation et son efficacité d’utilisation de l’azote) et environnementales (les pertes potentielles d’azote liées au surplus). Une relation empirique a été établie entre surplus et lixiviation, dans laquelle la couverture automnale et hivernale des sols joue un rôle clé. La comparaison des principaux systèmes de cultures biologiques (68 systèmes enquêtés) et conventionnels (base de données ArSeiNe) du bassin de la Seine montre une réduction moyenne des surplus en agriculture biologique de 25-30 % par rapport aux systèmes conventionnels, en lien avec une réduction de la fertilisation totale qui répond à des objectifs de rendements céréaliers moins élevés mais permet une efficacité plus élevée d’utilisation de l’azote.

3. Juliette Anglade, Marie Benoit, Luis Lassaletta, Gilles Billen, Josette Garnier. **Performances agro-environnementale des systèmes de cultures : Bilan d'azote du sol et relations rendement, surplus, lessivage.**

La mesure directe de la lixiviation, grâce à l'instrumentation d'un réseau de fermes volontaires, en agriculture conventionnelle comme en agriculture biologique, distribuées dans les principales zones pédoclimatiques du bassin parisien (réseau ABAC), a permis de confirmer les meilleures performances environnementales de l'agriculture biologique vis-à-vis de la lixiviation, mais aussi de mettre en évidence les marges de progrès considérables qui existent dans les deux systèmes pour optimiser les pratiques. Dix-huit systèmes de cultures (huit en AB et dix en AC) ont été suivis en 2013-14, soit un total de 83 parcelles. Les concentrations moyennes des rotations AB typiques, avec 2 à 3 ans de luzerne, sont de $35 \pm 10 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ et celles des exploitations en AC sont de $54 \pm 18 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, soit une différence de 35% en faveur de l'AB. Ces concentrations, converties en flux, aboutissent à des quantités d'azote lixivié de $10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ en AB et de $15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ en AC dans différents pôles pédoclimatiques du bassin de la Seine.

4. Marie Benoit, Josette Garnier, Gilles Billen, Abdelkader Azougui, Benjamin Mercier, Cyril Gisbert. **Un réseau collaboratif de mesure de la lixiviation en grande culture**

De la même façon, les pertes environnementales vers l'atmosphère ont été appréhendées par la mesure directe des émissions de N_2O et par la modélisation. La relation à l'intensité de la fertilisation a été mise en évidence, mais les facteurs d'émission apparaissent plus variables et plus complexes que ceux recommandés dans le Tier1 de l'IPCC. Là aussi, les moindres émissions de l'agriculture biologiques ont été démontrées.

5. Joël Léonard, Marie Benoit, Céline Peyrard, Eric Gréhan, Bruno Mary, Josette Garnier, Gilles Billen, Abdelkader Azougui, Benjamin Mercier, Cyril Gisbert. **Emissions de protoxyde d'azote par l'agriculture**

Le recours à la modélisation permet d'aller au-delà de ces constats empiriques. La chaîne de modélisation STICS-MODCOU déjà mise en œuvre dans les phases précédentes du PIREN-Seine, a été largement améliorée en vue d'accroître la résolution spatiale de ses simulations, par un calage beaucoup plus fin de l'hydrologie sur un certain nombre de points d'observations répartis sur le domaine et une validation sur l'ensemble des données d'ouvrages mesurés. La chaîne de modélisation, appuyée sur la base de données ARSeine des pratiques culturales, permet de reconstituer les chroniques de contamination nitrique de toutes les masses d'eau souterraines du bassin, et, d'en simuler l'évolution temporelle future sous diverses hypothèses quant à l'évolution des pratiques agricoles et du changement climatique.

6. Nicolas Gallois, Pascal Viennot, Nicolas Beaudoin, Bruno Mary, Christine Le Bas, Thomas Puech. **Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie**

En matière de contamination par les pesticides, les travaux permettant d'établir, comme pour les nitrates, un lien déterministe entre usage des pesticides et niveau de contamination environnementale, en tenant compte à la fois de la vulnérabilité du milieu et des propriétés physico-chimiques des molécules, sont beaucoup moins avancés, à la fois à cause de la diversité des molécules utilisées, et de la moindre connaissance des pratiques. Toutefois, sur le bassin de l'Orgeval, l'exploitation des carnets de plaine des agriculteurs a permis de renseigner l'évolution de l'usage des pesticides de façon suffisamment fine pour renseigner un modèle des transferts de pesticides (Pestic) dans le système sol-nappe-rivière sur le long terme (Blanchoud *et al.*, 2011 ; Queyrel, 2014), pour le cas des deux molécules les plus fréquemment détectées à l'exutoire du bassin: l'atrazine et l'isoproturon. Ces molécules présentent des caractéristiques physico-chimiques et des périodes d'applications différentes qui permettent de tester le fonctionnement du modèle dans des situations contrastées. Le modèle PeStics est capable de reproduire des concentrations moyennes annuelles d'exportation en atrazine et isoproturon du bassin versant de l'Orgeval.

7. Céline Schott, Hélène Blanchoud, Wilfried Queyrel, Florence Habets, Dominique Ripoché, Gaëlle Tallec, Marie Launay. **La modélisation du devenir des pesticides : Recueil de données et utilisation du modèle agronomique STICS pour simuler les transferts sur le long terme**

2.2 Approvisionnement alimentaire

L'analyse de la **trajectoire socio-écologique de l'approvisionnement alimentaire parisien** et de sa gouvernance, en relation avec la co-évolution de la demande urbaine liée à la population et de celle des techniques agricoles qui conditionnent l'offre alimentaire des territoires du bassin parisien, montre deux transitions majeures depuis l'Ancien Régime. La première, au 19^{ème} siècle, se caractérise par le passage d'une gouvernance monarchique très centralisée à une administration de plus en plus concédée aux autorités publiques locales et aux organes décentralisés de l'État. Cette transition s'accompagne d'une adaptation des pratiques agricoles de l'hinterland nourricier qui permet à l'offre alimentaire de suivre l'accroissement considérable de la demande urbaine sans que l'élargissement géographique des aires d'approvisionnement soit proportionnel à cette croissance. Dans la seconde moitié du 20^{ème} siècle, la seconde transition consacre l'industrialisation de la production alimentaire, son ouverture, sa spécialisation régionale et s'accompagne d'une libéralisation et d'une privatisation complète (individuelle et entrepreneuriale) de l'approvisionnement dont les pouvoirs publics se sont progressivement dessaisés.

8. Sabine Bognon, Sabine Barles, Gilles Billen, Josette Garnier. **Les flux d'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne et leur gouvernance. Trajectoire socio-écologique du 18^{ème} au 21^{ème} siècle**

Le paradoxe parisien actuel est celui d'un marché alimentaire direct qui reste somme toute assez circonscrit localement, mais inséré dans un système productif largement ouvert sur le monde et pour lequel Paris ne représente plus un marché privilégié. Cette ouverture, qui accompagne un fort mouvement de spécialisation territoriale, est aussi bien mise en évidence à travers **l'analyse des flux de transport de denrées alimentaires** qui révèle que le territoire fonctionnel constituant le système hydro-agro-alimentaire assurant l'approvisionnement parisien est un espace bi (voire tri)-polaire comprenant le bassin de la Seine (pour l'approvisionnement en céréales), et le Grand Ouest et le Nord Pas de Calais (pour l'approvisionnement en produits animaux), sans oublier l'Amérique latine dont les importations de soja et de tourteaux jouent un rôle majeur dans l'alimentation du bétail.

9. Julia Le Noé, Gilles Billen, Luis Lassaletta, Marie Silvestre, Josette Garnier. **La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires.**

2.3 Règlementation, dialogue territorial et politiques agro-environnementales

Pour répondre aux enjeux de restauration de la qualité de l'eau, l'action publique peut emprunter différentes voies et s'appuyer sur différents types de démarches et outils réglementaires, contractuels, financiers, techniques ... La définition en 2009 lors du Grenelle de l'Environnement d'environ 500 captages prioritaires sur l'ensemble du territoire national correspond à l'une de ces tentatives : elle vise à initier au niveau des services de l'Etat des démarches cadrées nationalement mais devant également s'adapter aux singularités locales. Un autre moyen d'aboutir aux résultats escomptés en matière de protection de la ressource peut être la définition d'une action publique générale qui, par le biais de taxes, d'incitations ou de réglementations, corrige les signaux économiques du marché pour faire prendre plus en compte dans la décision des agents les coûts environnementaux liés à la pollution générée par les activités agricoles.

La démarche dite « Grenelle » appliquée à quelques 500 Aires d'Alimentation de Captage (AAC) sur l'ensemble du territoire national, (s'ajoutant pour partie aux captages prioritaires déjà définis par les Agences

de l'Eau), flèche une gestion concertée de la ressource à travers un **dialogue entre l'ensemble des acteurs**, institutions, gestionnaires et profession agricole. Un des défis de cette approche est donc la construction d'une vision partagée entre acteurs des territoires concernés. L'objectif de l'étude menée sur 5 cinq AAC pendant six mois était donc de construire et de tester un outil original d'enquête et d'analyse des territoires. Cet outil se présente sous la forme d'un jeu de cartes qui offre la possibilité à tous les acteurs de s'exprimer sur leur captage. Il s'agissait ainsi de recueillir leurs perceptions au regard de la problématique de préservation de la ressource en eau et d'identifier les critères qui leur paraissaient être pertinents pour caractériser l'AAC. Nous faisons ici l'hypothèse que la prise en compte des enjeux et approches de chacun autour d'une même problématique peut faire évoluer la perception de la question de l'eau sur un territoire et permettre aux acteurs d'intégrer des préoccupations qui sont *a priori* extérieures aux leurs. Le pari est fait qu'il devient alors possible d'impliquer les acteurs dans l'objectif de préservation de la ressource et de construire une définition commune du territoire, de ses enjeux, et des actions à mener.

10. Aude Arrighi, Amandine Durpoix, Fabienne Barataud. **Analyse de territoires à enjeux eau avec les acteurs grâce à un nouvel outil**

La question des politiques publiques et de leur mise en œuvre à des fins de **régulation des externalités environnementales** et de l'utilisation des ressources naturelles est par ailleurs traitée par une série de travaux de modélisation agro-économique.

11. Cyril Bourgeois, Pierre Humblot, Pierre-Alain Jayet, Anna Lungarska, Elvire Petel, Athanasios Petsakos. **L'eau et l'azote dans un modèle Agro-Economique**

3 Scénarios prospectifs du système agro-alimentaire du bassin de la Seine

Les travaux de modélisation décrits ci-dessus permettent dans une certaine mesure de tester l'effet de la modification des pratiques agricoles et de celle des conditions climatiques sur la contamination nitrique des aquifères et des eaux de surface. Mais les scénarios prospectifs à imaginer pour le système agro-alimentaire du bassin de la Seine ne se limitent pas à ces deux facteurs. Les conditions socio-économiques pèsent également très lourd sur les orientations futures de la chaîne agro-alimentaire. A cet égard, si un infléchissement de la trajectoire du système alimentaire parisien est sur le point d'advenir, en termes de provenances et de gouvernance de l'approvisionnement, deux tendances s'opposent : celle, centrifuge, du développement économique tourné vers les marchés internationaux de l'agriculture, des agro-industries et de la grande distribution, et celle, centripète, d'une partie au moins des consommateurs urbains qui recherchent des formes de relocalisation des liens nourriciers entre la ville et son hinterland historique. Ces deux tendances correspondent à des visions diamétralement opposées de l'avenir de la ville et de l'agriculture et à une évolution très différente des contraintes qui pèsent sur la qualité de l'eau.

3.1 Scénarios prospectifs à l'échelle du bassin de la Seine et de la France

Dans ce contexte il était important de se doter d'une démarche qui permette de construire des scénarios cohérents d'autres modes d'organisation de la chaîne agroalimentaire. En effet, un changement de mode de production agricole à grande échelle implique une modification profonde de la nature des denrées produites qui entraîne un bouleversement de la répartition spatiale et des échanges entre régions. Le couplage de l'approche GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) et de Riverstrahler permet d'évaluer à l'échelle multirégionale les conséquences en termes de qualité des hydrosystèmes de modifications profondes des systèmes agricoles, de leur niveau de connexion territoriale et du régime alimentaire humain.

12. Gilles Billen, Luis Lassaletta, Josette Garnier, Vincent Thieu, Marie Silvestre, Julia Le Noë, Sylvain Théry. **Scénarios prospectifs du système hydro-agro-alimentaire du bassin de la Seine**

3.2 Applications territorialisées

Trois applications à l'échelle territoriale des démarches prospectives ont été développées dans le programme.

La première concerne le bassin versant de l'Orgeval, ou plus généralement le territoire de la **Brie Laitière**, une région jadis consacrée à la polyculture-élevage et célèbre pour ses productions fromagères, mais maintenant reconvertie, après drainage des sols hydromorphes, à la céréaliculture intensive. La possibilité d'une reconnexion de l'agriculture avec l'élevage, dans les conditions modernes de la production agricole, y a été étudiée tant du point de vue de sa cohérence agronomique que de celui de l'amélioration qu'on pourrait en attendre du point de vue de la qualité de l'eau.

13. Josette Garnier, Juliette Anglade, Marie Benoit, Gilles Billen, Luis Lassaletta, Catherine Mignolet, Paul Passy, Thomas Puech, Gaëlle Tallec, Céline Schott. **Reconnecter l'élevage et la grande culture pour réduire la pollution diffuse : le cas du bassin de l'Orgeval**

Une seconde application a été développée sur le cas du **captage de la Plaine du Saulce** qui alimente la ville d'Auxerre. On a montré que les aménagements de pratiques du type agriculture raisonnée, appliqués depuis une quinzaine d'années, ont sans doute permis de stabiliser la pollution nitrique du captage, mais sont insuffisants pour la réduire de manière significative. Un scénario de diversification agronomique a alors été proposé, basé sur des rotations longues, où les légumineuses fourragères occupent une place importante, ce qui pose le problème de leur valorisation par l'élevage, soit en réintroduisant sur place l'élevage ovin, soit en créant des synergies avec les régions d'élevage bovin du sud de la Bourgogne.

14. Juliette Anglade, Gilles Billen, Ghislain de Marsily, Marc Benoît, Bernard Barraqué, Virginie Vergnaud. **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**

Enfin le cas de la zone péri-urbaine des **captages de Flins-Aubergenville** a fait l'objet d'une application détaillée. Bien que des mesures de type curatif aient été mises en œuvre sur ce site (abattement de la pollution nitrique par filtration sur berge), 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 impliquant le passage en agriculture biologique d'une partie de l'aire d'alimentation, en vue de réduire à terme les traitements curatifs liés à l'élimination des pesticides et nitrates. En vue d'évaluer l'effet à attendre de ce changement de pratiques en termes de contamination nitrique, un modèle des transferts d'azote à l'échelle du champ captant, basé sur l'évolution de l'occupation du sol, la reconstitution historique des surplus, et des flux d'origine urbaine a été mis au point couplé à un modèle hydrodynamique et calibré sur les tendances évolutives observées depuis les années 60. Des simulations prospectives de changement de pratiques agricoles ont ensuite été réalisées jusqu'en 2080 en tenant compte des temps de transferts des nitrates dans la zone non saturée et au sein de l'aquifère. Enfin les possibilités de valorisation de la production des systèmes agricoles bio diversifiés mis en place dans le scénario ont été évaluées en tenant compte d'une reconnexion de l'agriculture par rapport aux besoins locaux du territoire.

15. Juliette Anglade, Jean-Baptiste Loiseau, Aurélien Lemaire, Olivier Gaillard et Laetitia Chaegard. **L'eau dans la campagne urbaine : L'AAC de Flins-Aubergenville**

4 En résumé

Les travaux réalisés dans le thème Agriculture de la phase 6 du PIREN-Seine montrent tout d'abord combien la pollution diffuse agricole est devenue un des déterminants principaux de la qualité de l'eau dans le bassin, alors que les solutions techniques du type de celles mises en œuvre depuis 50 ans pour juguler la pollution

urbaine et industrielle, sont inopérantes en la matière.

Les mécanismes complexes de la cascade des polluants générés par l'activité agricole ont été mieux compris et traduits dans des modèles qui permettent d'appréhender de façon opérationnelle le lien entre pratiques agricoles et contamination environnementale.

Mais au-delà du raisonnement et de l'optimisation des pratiques agricoles, les travaux du PIREN-Seine montrent l'impérieuse nécessité d'inscrire l'analyse de l'activité agricole dans un cadre plus large incluant l'ensemble de la chaîne de production, de transformation de distribution et de consommation, et sa distribution spatiale. Le haut niveau de spécialisation des systèmes de production agro-alimentaire implique des échanges à longue distance qui nuisent à la circularité de la gestion des flux et sont sources de pertes considérables. La composition du régime alimentaire humain lui-même détermine aussi largement la structure de la production agricole et donc les altérations environnementales qu'elle induit.

Ces altérations ne pourront donc être maîtrisées qu'à travers une politique concertée s'appuyant sur une vision cohérente, partagée par tous les acteurs concernés, de la chaîne agro-alimentaire dans son ensemble, avec des objectifs de gestion durable des biens communs que sont l'eau, l'air, les sols et la biodiversité, plutôt que par la somme de politiques sectorielles non coordonnées et le plus souvent dictées par des intérêts privés.

Actualisation de la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles (ARSEINE : 2006-2014)¹

Thomas Puech¹, Céline Schott^{1*}, Catherine Mignolet¹

¹ INRA, UR 055 ASTER-Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet 88500 Mirecourt.

* celine.schott@mirecourt.inra.fr

Sommaire

1	Contexte et objectifs	11
2	Spatialisation des systèmes de culture	12
3	Proposition de scénarios.....	23
4	Conclusion	26
5	Références	27

1 Contexte et objectifs

Pour préparer le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et son programme de mesures pour la période 2016 – 2021, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN) a souhaité réactualiser le précédent état des lieux en 2015 son évaluation de l'état des aquifères du bassin (« Etat des lieux du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands », AESN, Dec 2013) à travers l'utilisation d'outils d'aide à la décision permettant la simulation des transferts de nitrates.

Principale utilisatrice des sols sur le bassin avec plus de 60% des surfaces, l'agriculture se positionne en principal secteur d'activité concerné tant par la problématique des nitrates que par celle des produits phytosanitaires. Les modèles d'impact des pratiques agricoles sur la qualité des ressources en eau doivent ainsi tenir compte de la diversité de ces pratiques, de leur localisation au sein du bassin et de leur évolution au cours du temps. Ainsi différentes bases de données décrivent les pratiques agricoles et leurs dynamiques temporelles de 1970 à 2006 à l'échelle du bassin de la Seine² et des aquifères de Basse Normandie³. Mais face à l'évolution récente de la réglementation et des pratiques agricoles, ces bases de données se révèlent

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Puech T., Schott C., Mignolet C., (2016) – Actualisation de la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles (ARSEINE : 2006-2014). Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

² Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M. (2007). Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3), 13-32. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2006.12.004.

³ Schott, C. ; Mimet, A. ; Mignolet, C. Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006. 2010. 158p.

obsolètes pour décrire les pratiques sur les 10 dernières années. Il a ainsi été décidé d’actualiser ces bases de données sur la période 2006-2014 à partir de sources d’informations les plus récentes.

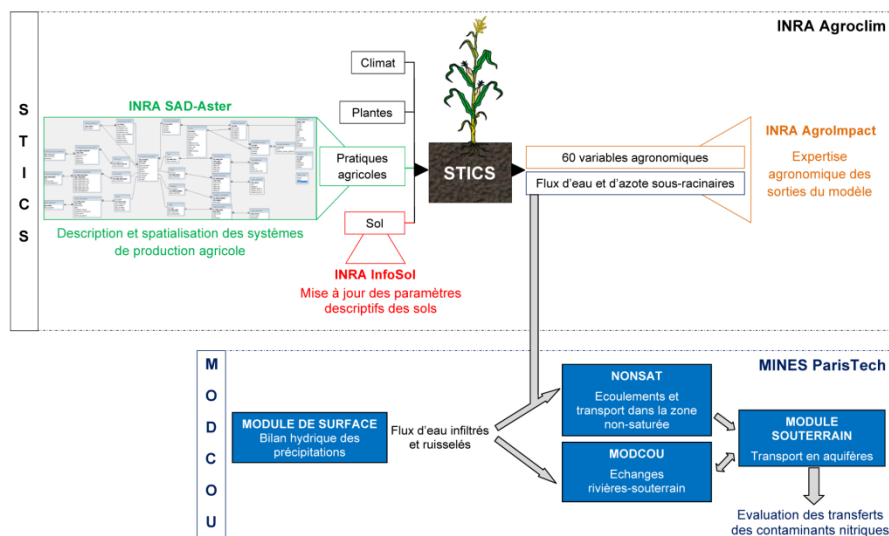


Figure 1 : Représentation des éléments constitutifs de la chaîne de modélisation STICS-MODCOU et des différentes équipes ayant pris part à l’étude (Gallois et al., 2015)

La Figure 1 présente l’ensemble de la chaîne de modélisation du transfert des nitrates mise en œuvre ainsi que les équipes impliquées dans le projet (Armines MinesParisTech, INRA ASTER Mirecourt, INRA AgroImpact Laon, INRA InfoSol Orléans). L’objectif de ces travaux, amorcés fin 2013, est d’actualiser toute la chaîne de modélisation STICS MODCOU, notamment les bases de données agricoles, données d’entrée du modèle agronomique. Seule la partie relative à la description et la spatialisation des systèmes de culture sera détaillée dans ce document.

2 Spatialisation des systèmes de culture

Un système de culture est défini par (i) un ensemble de cultures et leur ordre de succession et (ii) les itinéraires techniques appliqués à ces cultures (Sebillotte, 1990).

L’objectif étant de rendre compte de la diversité des systèmes de culture à l’échelle du bassin, il s’avère nécessaire de régionaliser les occupations du sol, afin d’identifier, à l’échelle du bassin Seine-Normandie, des régions homogènes (appelées Unités de Modélisation Agricole – UMA⁴) en termes de productions et de conditions pédo-climatiques. Ces UMA sont issues de la segmentation du territoire en Petites Régions Agricoles utilisée jusqu’à présent pour décrire l’agriculture sur le bassin de la Seine.

⁴ Voir 2.2.

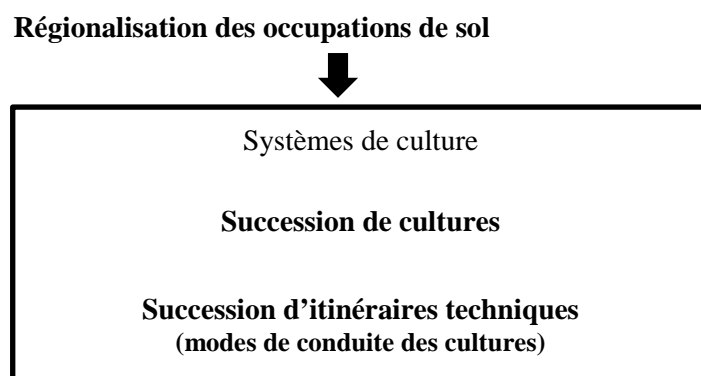


Figure 2 : Description des objets d'étude pour la spatialisation des systèmes de culture

Les systèmes de culture sont décrits à l'échelle de chaque UMA, chaque système étant composé d'une succession de cultures et des itinéraires techniques associés. La Figure 2 présente schématiquement les objets utilisés pour décrire et spatialiser les systèmes de culture à l'échelle du bassin Seine-Normandie.

On considère la période d'étude (2006-2014) homogène en termes de pratiques agricoles.

2.1 Sources d'information

Pour chaque objet d'étude, plusieurs sources d'informations sont utilisées (Figure 3).

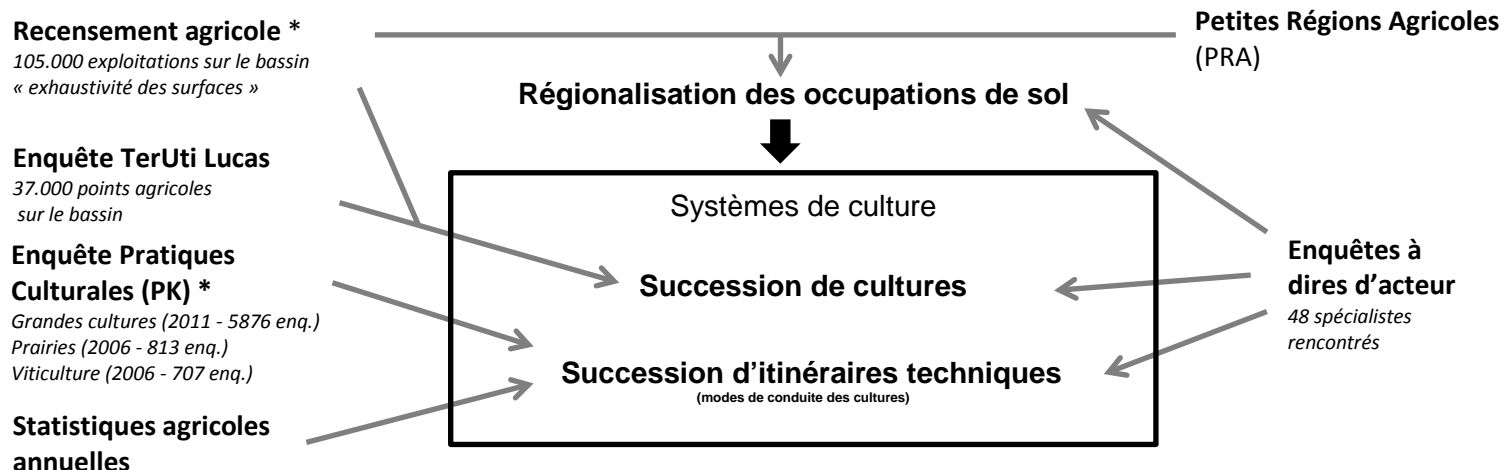


Figure 3 : Description des sources d'information utilisées pour chaque objet d'étude

La caractérisation des systèmes de culture sur le bassin Seine-Normandie combine ainsi des informations de nature différente : bases de données nationales (Recensement Agricole, enquête sur l'utilisation du territoire

et sur les pratiques culturales, statistiques agricoles annuelles), maillages spatiaux préexistants et informations collectées par le biais d'entretiens auprès d'une cinquantaine d'acteurs.

2.2 Identification d'un maillage spatial d'étude des systèmes de culture

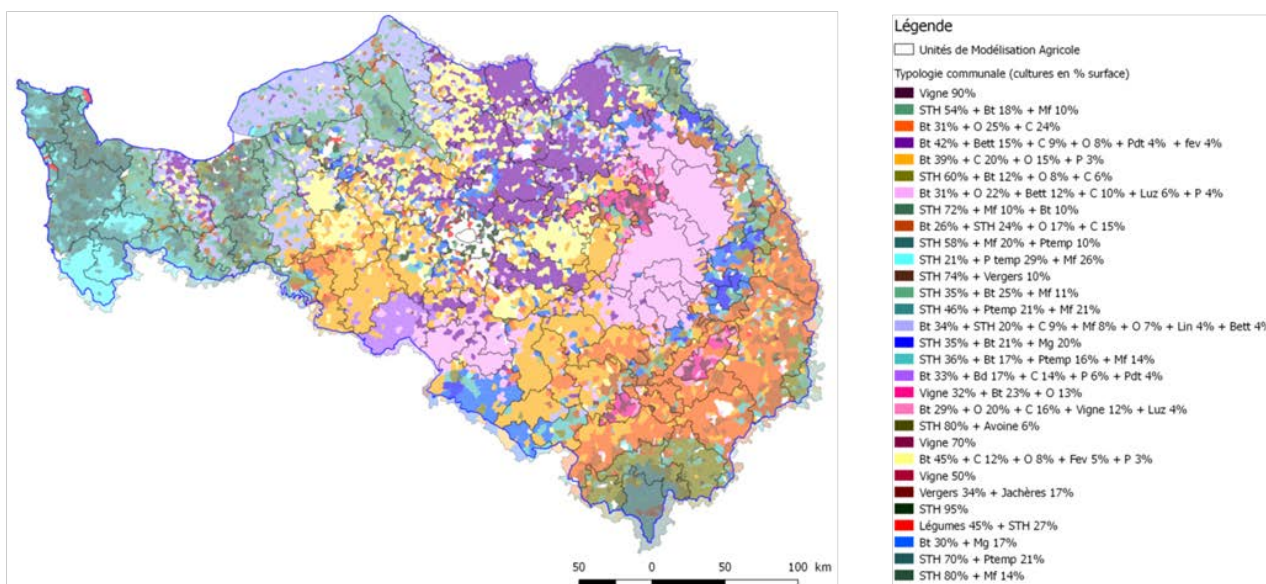
Les données du recensement agricole 2010⁵ permettent d'estimer les assolements communaux (25 espèces ou groupes d'espèces mobilisés). Une analyse statistique (analyse en composantes principales + classification ascendante hiérarchique) permet de réaliser une typologie des communes du bassin Seine-Normandie selon leur assolement.⁶

La typologie est ensuite comparée à la définition des Petites Régions Agricoles (PRA – Agreste 1946) aboutissant à la définition d'une nouvelle maille spatiale qui tient compte des évolutions des systèmes de culture au cours des 60 dernières années : les Unités de Modélisation Agricole.

A l'échelle du bassin, 95 UMA ont été identifiées (Carte 1).

Ce maillage spatial a été affiné et validé par les acteurs locaux.

Typologie des assolements communaux sur le bassin Seine Normandie



Carte 1 : Typologie des assolements communaux sur le bassin Seine-Normandie et définition spatiale des UMA

Chaque UMA est ensuite décrite par un ensemble de systèmes de culture.

⁵ Ce travail a bénéficié d'une aide de l'Etat gérée par l'Agence nationale de la Recherche au titre du programme d'Investissements d'avenir portant la référence ANR-10-EQPX-17 (Centre d'accès sécurisé aux données – CASD). De plus, l'auteur a bénéficié, pour l'accès des données, du CASD (Centre d'accès sécurisé distant) dédié aux chercheurs autorisés suite à l'avis émis par le Comité français du secret statistique.

⁶ Voir : Puech T., Schott C., Mignolet C., Actualisation de la base de données agricole sur le bassin Seine-Normandie pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles, Rapport intermédiaire de phase VI du PIREN Seine, 2014

2.3 Caractérisation des successions de cultures

L'enquête Ter-Uti Lucas (2006-2010) et le Recensement Agricole 2010⁵ permettent de caractériser et quantifier les principales successions de cultures à l'échelle des UMA.

Les successions de cultures sont identifiées à partir des motifs de cultures repérés sur l'échantillon de points Ter-Uti Lucas. Un poids (exprimé en % de SAU) est ensuite attribué à chaque succession. Ce poids est calculé sur la base des assolements issus du Recensement Agricole 2010.

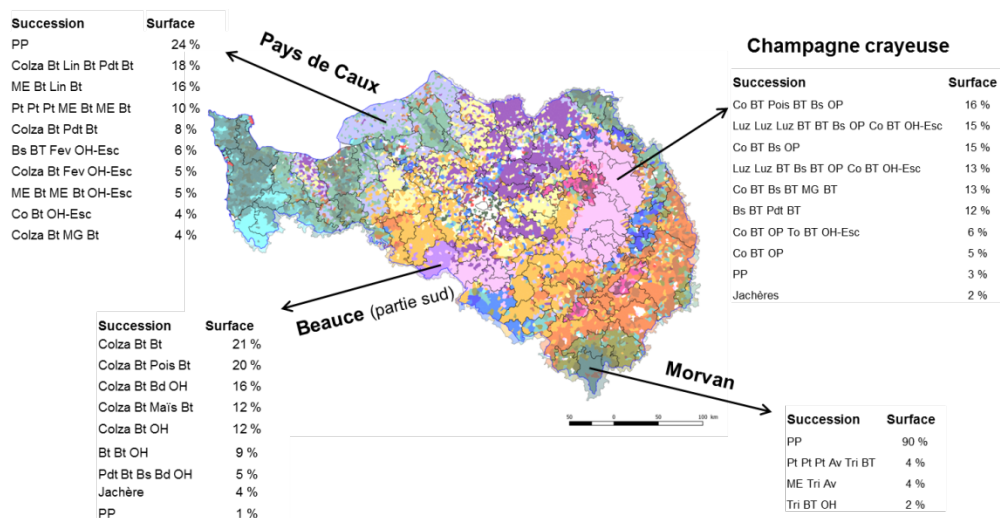
Les données Ter-Uti ne représentent pas l'exhaustivité des surfaces. On utilise donc cette source d'information pour identifier les principales successions de cultures. Ces successions sont ensuite pondérées (Q_k : voir Équation 1) par minimisation sous contraintes de l'indice d'écart entre assolement obtenu par pondération des successions de cultures et assolement réel selon le Recensement Agricole 2010 (plus complet que l'enquête Ter-Uti Lucas en termes de quantification de surfaces agricoles).

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [\lambda_i (\sum_{k=1}^m \frac{N(k, x_i) * Q_k}{l} - P^{obj}(x_i))]^2}{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2}$$

Variable	Description	Variable	Description
Q_k	poids de la succession k	$N(k, x_i)$	Nombre d'occurrences de la culture x_i dans la succession k
m	nombre de successions de l'UMA	$\sum_{k=1}^m \frac{N(k, x_i) * Q_k}{l}$	assolement de x_i obtenu par pondération des successions de cultures
n	nombre total de cultures présentes dans l'UMA		
l	nombre de cultures dans la succession k	$P^{obj}(x_i)$	assolement objectif de x_i défini à partir du Recensement Agricole
x_i	culture n°i		
λ_i	coefficient d'importance de la culture i ⁷	σ^2	indice d'écart

Équation 1 : calcul de l'indice d'écart des assolements

⁷ Ce coefficient permet à l'utilisateur d'accorder plus ou moins d'importance à la culture i, en pondérant plus ou moins la différence $\sum_{k=1}^m \frac{N(k, x_i) * Q_k}{l} - P^{obj}(x_i)$.



Carte 2 : Successions de cultures et leur pondération sur 4 UMA du bassin Seine-Normandie

La Carte 2 illustre les résultats obtenus sur 4 UMA du bassin :

- La Champagne Crayeuse est caractérisée par des successions longues (jusqu’à 10 ans) à base de Luzerne (*Luz*), Betterave (*Bs*).
- Les systèmes présents en Pays de Caux sont très diversifiés, avec des successions caractéristiques de systèmes d’élevage (Maïs Ensilage – *ME*), mais également des systèmes de grandes cultures à forte valeur ajoutée avec la présence de Lin ou de Pomme de terre (*PdT*).
- La Beauce est une région où les céréales prennent une place importante dans le paysage (60% de la SAU), généralement présentes dans des successions de 3 à 5 ans dont la tête de rotation est le colza (15% SAU).
- Enfin le Morvan se distingue des autres régions par la dominance des prairies sur plus de 90% des surfaces.

Au total, **1052 successions de cultures** décrivent la diversité des systèmes du bassin, soit environ une dizaine de successions de cultures pour chaque UMA.

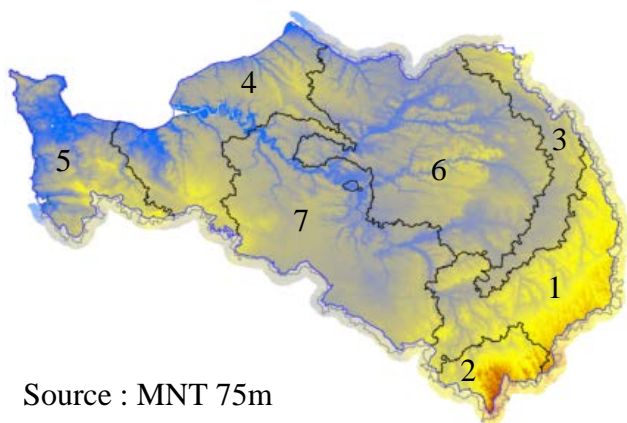
2.4 Typologie des itinéraires techniques

Dans une première phase de description des pratiques agricoles, l’enquête Pratiques Culturelles⁵ (Grandes cultures 2011, Prairies et vigne 2006) a été utilisée pour caractériser les principaux modes de conduites techniques (Blé tendre, Blé dur, Betterave, Orge d’hiver, Orge de printemps, Triticale, Colza, Pommes de terre, Pois, Prairies et Vigne) incluant différentes variables agronomiques.

L’analyse mono-variée de certains indicateurs (dates de semis, rendements…) à l’échelle du bassin Seine-Normandie met en évidence des gradients de pratiques, témoignant de la diversité des conditions pédo-climatiques du bassin (dates de semis plus tardives à l’Ouest du bassin qu’à l’Est, rendements plus faibles sur les plateaux de l’Est du bassin, rendements en blé tendre plus importants au centre du bassin qu’en périphérie…).

Aussi, la typologie des itinéraires techniques a été régionalisée à l'échelle de 7 Grandes Régions Agricoles (GRA) pour appréhender la diversité des conditions à l'échelle du bassin. Les GRA sont issues du regroupement des UMA (voir Carte 3) ayant des caractéristiques proches d'occupation du sol (systèmes dominés par le colza, le blé tendre et l'orge dans la GRA 1, systèmes herbagers dans la GRA 2, systèmes fourragers (prairies et maïs) pour les GRA 3 et 5, systèmes mixtes dans la GRA 4, présence de betterave dans la GRA 6, dominance des céréales dans la GRA 7).

Carte 3 : Localisation des 7 Grands Régions Agricoles (GRA)



Source : MNT 75m

GRA	Nom
1	Plateaux calcaires jurassiques de l'Est du bassin
2	Morvan
3	Champagne Humide, Argonne, Perthois et Ardennes herbagères
4	Façade Nord-Ouest : entre élevage et cultures
5	Secteur laitier bas-Normand
6	Picardie et Champagne
7	Bassin Parisien céréalier

Les variables considérées pour l'étude des itinéraires techniques sont les suivantes⁸ :

- Fertilisation azotée minérale totale
- Fractionnement des apports d'azote minéraux
- Mobilisation de fertilisants organiques
- Dates de semis
- Irrigation
- Stratégie de couverture des sols en interculture
- Travail du sol
- Devenir des résidus du précédent cultural

Une analyse spécifique de la distribution de chaque variable au niveau de chaque GRA permet d'ajuster les modalités aux pratiques régionales et d'identifier puis retirer les variables uni-modalitaires de l'analyse statistique (par ex : le colza n'étant jamais irrigué, la variable *irrigation* est retirée de l'analyse statistique...).

En revanche, la régionalisation de l'étude des itinéraires techniques réduit l'échantillon d'enquêtes disponibles à l'échelle de chaque GRA. Certains regroupements de GRA sont toutefois nécessaires pour acquérir un nombre statistiquement suffisant de parcelles (minimum 30 parcelles pour décrire 1 mode de conduite).

⁸⁸ D'autres indicateurs (date de récolte, rendement) sont considérés en tant que résultats et non comme facteur de choix de la part des exploitants agricoles. Ils sont donc utilisés dans les analyses statistiques en tant que variables illustratives, non explicatives.

Par exemple, les enquêtes *Tournesol* sont disponibles en Bourgogne, Sud de la région Champagne Ardenne et Est de la région Centre, soit sur la *Carte 3*, à l'ouest de la GRA 1, au sud des GRA 6 et est de la GRA 7 avec chacune moins de 55 enquêtes disponibles. On se propose alors de regrouper ces régions pour l'étude des ITK *Tournesol* (disposant ainsi d'un échantillon de 140 enquêtes pour la description des différents modes de conduite du Tournesol).

Une analyse multivariée (Analyse Factorielle des Correspondances Multiples puis Classification Ascendante Hiérarchique – méthode de Ward) est ensuite menée⁹ pour identifier les principaux modes de conduite des cultures⁵.

Cette première analyse à partir de statistiques agricoles nationales ne permettant pas d'identifier les spécificités locales (hétérogénéité des modes de conduite au sein de chaque GRA, en lien avec des conditions pédo-climatiques et agronomiques différentes), une enquête auprès d'une cinquantaine de professionnels techniques agricoles (chambres d'agriculture, instituts techniques, organismes économiques) a permis de compléter et d'affiner les modes de conduites à des échelles plus fines.

691 itinéraires techniques ont été décrits sur l'ensemble du bassin, décrivant la diversité des modes de conduite de 21 cultures (163 itinéraires techniques issus des statistiques agricoles et 528 itinéraires techniques issus des enquêtes). Le Tableau 1 présente la répartition par culture sur l'ensemble du bassin.

Tableau 1 : dénombrement des itinéraires techniques retenus

Culture	Total	Culture	Total
Avoine	1	Orge d'hiver	54
Blé dur	8	Orge de printemps	66
Betterave	41	Pomme de terre	14
Blé tendre	131	Pois	22
Colza	76	Prairie permanente	42
Féverole	11	Prairie artificielle (Luzerne)	9
Jachères	2	Prairie temporaire semée	19
Légumes	1	Tournesol	19
Lin	9	Triticale	19
Maïs fourrage	77 ¹⁰	Vignes	12
Maïs grain	56		

⁹ Dans le cas du blé tendre, de l'orge et du maïs, une typologie est réalisée sur 2 sous-échantillons. Ce sous-échantillonnage est défini à partir du type de précédent et de leur date de récolte (précédents « précoces » type céréale, colza... et précédents « tardifs » type betterave, maïs...). Ce sous-échantillonnage est mis en place pour les besoins de cohérence temporelle nécessaire dans la base de données (et in fine dans STICS).

¹⁰ Dans certains cas dans les régions d'élevage, lorsque les rendements en maïs (fourrage) sont importants, certaines parcelles de maïs initialement prévues pour être valorisées en maïs fourrage peuvent être récoltées sous forme de grain. Dans ce cas, l'itinéraire technique est comptabilisé comme étant un ITK maïs fourrage.

A noter que pour les cultures de légumes (peu présentes à l'échelle de l'ensemble du bassin mais pouvant localement être implantés en quantité significative), on utilisera un unique itinéraire technique « standard »¹¹.

A titre d'illustration, la Figure 4 représente la diversité des modes de conduite du blé tendre sur le bassin. On peut y noter par exemple la variabilité inter-régionale concernant la gestion des pailles : les GRA 2 et 5 sont des régions où l'élevage prend une place conséquente dans les systèmes, nécessitant donc l'exportation de plus de 80% des pailles utilisées pour le paillage des bâtiments d'élevage durant la période hivernale. Inversement, les régions 6 et 7 sont peu concernées par l'élevage et seules 20 à 30% des pailles y sont exportées¹². On note également une corrélation entre rendement et fertilisation azotée minérale totale en lien avec les potentiels de rendements régionaux (rendements plus élevés au nord du bassin, dans les GRA 4, 6 et 3).

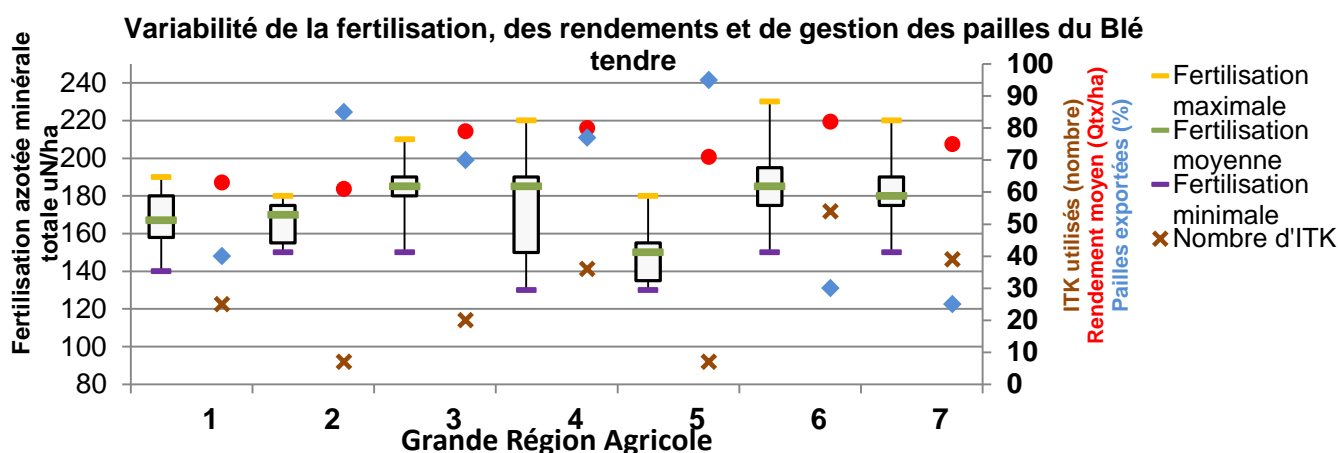


Figure 4 : Variabilité de quelques indicateurs de mode de conduite du blé tendre (données ARSEINE)

La Figure 5 représente la variabilité des dates de semis du blé tendre présentes dans la base de données ARSEINE.

Cette figure illustre plusieurs facteurs à l'origine de cette diversité :

- Conditions pédo-climatiques (facteur de diversité inter-régions)
 - L'influence océanique de l'Ouest du bassin permet des dates de semis plus tardives
 - L'altitude des plateaux de l'Est du bassin et le climat plus continental nécessitent une avancée des dates de semis parfois jusqu'au mois de septembre (notamment en Haute Marne)
- Précédents culturels (facteur de diversité intra-région)

¹¹ Culture de salade, seule modélisable actuellement.

¹² Dans certaines régions, certaines pailles exportées sont vendues dans les GRA voisines où la production de pailles est parfois inférieure à la demande, c'est le cas notamment des pailles produites dans la plaine de Caen (GRA 4), exportées et vendues aux exploitations d'élevage dans la Manche (GRA 5). On retrouve également ce type d'échanges dans le département des Ardennes entre certaines exploitations céréalières du sud du département (GRA 6) et les exploitations d'élevage du nord du département (GRA 3).

- Les précédents du blé récoltés durant l’été (colza, céréales...) permettent une libération du sol compatible avec des dates de semis en septembre / octobre
- Les précédents récoltés à l’automne (Maïs Grain, Betteraves) ne sont pas compatibles avec des dates de semis précoces. C’est notamment le cas des Betteraves où certaines sont récoltées tardivement (novembre) : des conditions climatiques favorables permettront l’implantation d’un blé alors que des conditions défavorables imposeront un semis de culture de printemps (généralement Orge de printemps)

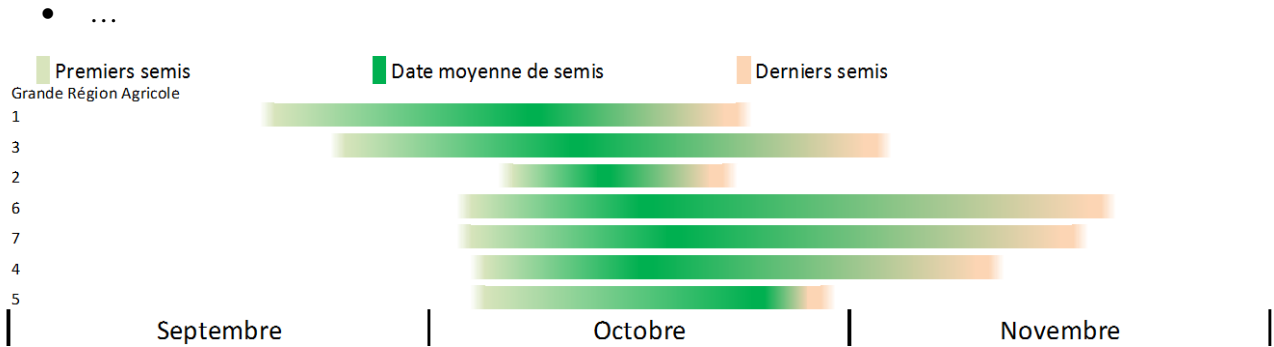


Figure 5 : Variabilité des dates de semis du blé tendre (données ARSEINE)

L’ensemble des éléments techniques (localisation des productions, reconstitution des systèmes de culture) sont regroupés et hiérarchisés dans une base de données¹³ : Figure 6, Figure 7, Figure 8.

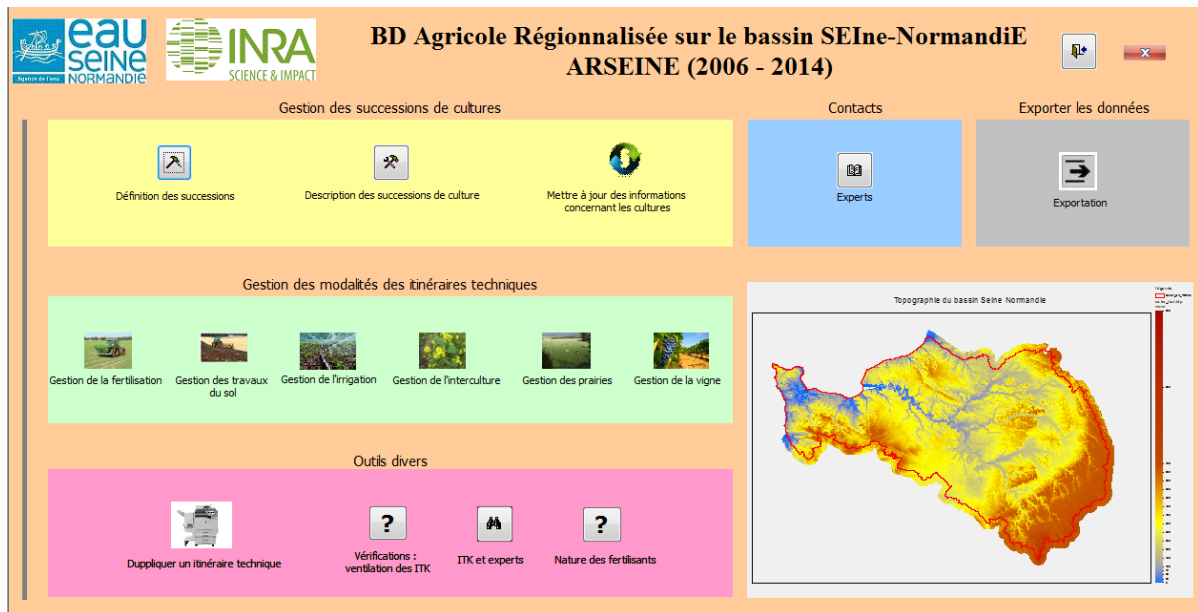


Figure 6 : interface d'accueil de la base de données

¹³ Tutoriel d’utilisation en cours de rédaction.

The screenshot shows the ARSEINE software interface for managing cultural succession. The window title is "Description des successions de cultures". At the top, there are search filters: "Moteur de recherche par numéro de succession" (with value 23), "Moteur de recherche par culture" (with value Blé tendre), and "Moteur de recherche par lit". Below these are buttons for "Supprimer les filtres" and "Combiner les critères de sélection".

The main interface is divided into several sections:

- Rappels de la succession:** A table with columns "N° d'ordre" and "Culture". It lists three entries: 1 (Colza), 2 (Blé tendre), and 3 (Digo d'hiver / Escourgeon).
- Table succession_description:** A form for entering succession details. It includes fields for "Région" (Plateau Langrois), "N° succession" (341), "GRA" (1), "UMA" (23), "Période" (2006-2010), "N° ordre" (2), "N° culture" (1059), "Surface" (20 ha), "Pédoclimat" (C0), and "Culture" (Colza). Below these are various agricultural practice fields with "Editer" and "Nouveau" buttons, such as "N° travail du sol", "N° fertilisation", "N° traitement phyto", "N° interculture", "N° irrigation", "N° prairie", and "N° vigne".
- Table culture_description:** A form for entering crop details. It includes fields for "N° culture" (1059), "Espèce" (Blé tendre), "rendement min" (60), "rendement moy" (65), "rendement max" (71), "Ecart type rendement" (3.7), and "densité de semis (gr/m²)" (888). It also has a section for "Ajout / Modification" with "Date de récolte du précédent", "Date de semis", and "Date de récolte" fields, along with "Pailles enfouies" and "Pailles exportées" checkboxes.
- Quelques éléments techniques:** A sidebar with technical details like "Blé tendre non labouré", "Fertilisation minérale : 100 uN/ha, en 3 apports", "Pas d'amendements organiques sur le pédoclimat", "Non irrigué", and "Aucune culture intermédiaire".

At the bottom, there are navigation buttons and a "Saisir une nouvelle succession" button.

Figure 7 : Exemple d'interface : la saisie des paramètres de la succession culturale

L'ensemble des données présentes dans ARSEINE sont des données représentatives à l'échelle **pluri-annuelle** et sur de **grandes échelles spatiales**, alors que les pratiques agricoles (dates de semis, fertilisation...) sont en réalité **ajustées** selon l'année climatique, les spécificités propres à chaque territoire et chaque exploitation agricole (stratégies d'impasses sur les apports d'azote, décalage des dates de semis...) qui ne sont pas prises en compte dans la base de données. L'objectif de la base de données est de représenter les **tendances majoritaires** : 1052 systèmes de culture sont reconstitués sur l'ensemble du bassin sur la période 2006-2014.

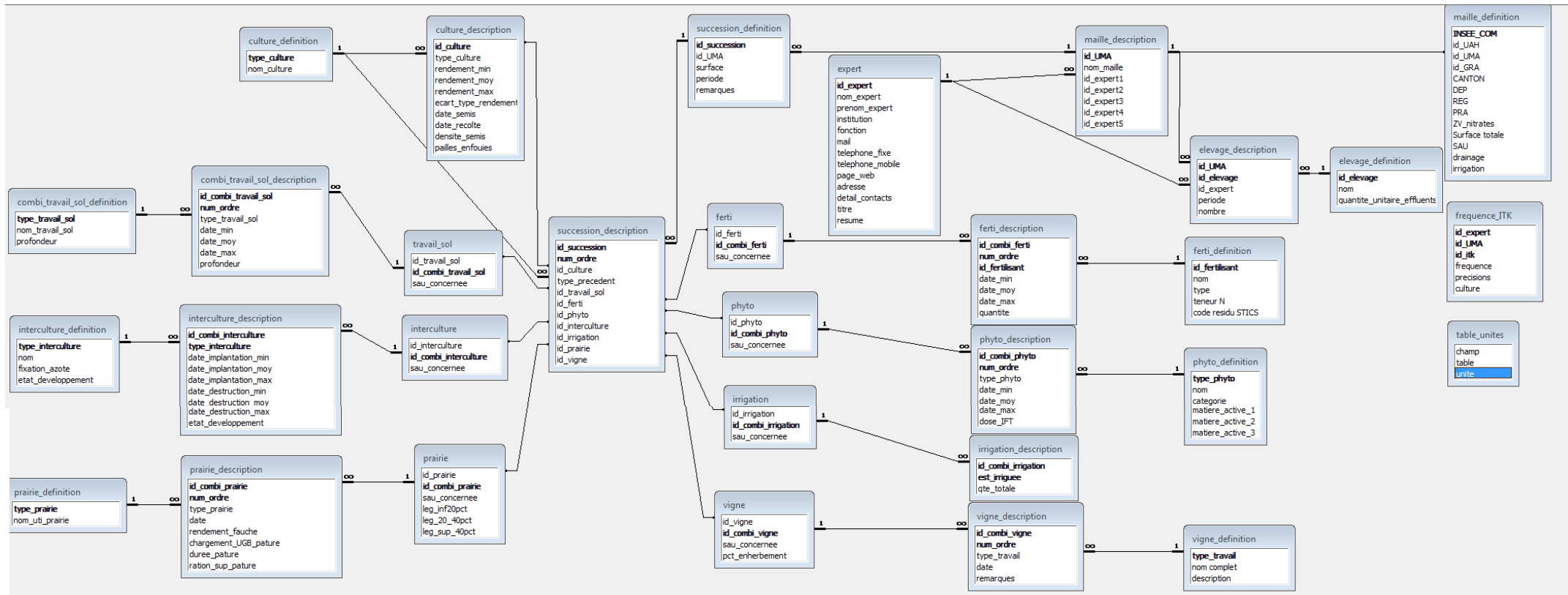


Figure 8 : Modèle conceptuel de la base de données

3 Proposition de scénarios

La procédure de spatialisation et de calibration des modèles permet de comprendre l'origine des flux d'azote mais vise également l'évaluation de l'impact de modifications de pratiques agricoles sur les ressources en eau du bassin (Gallois N., Viennot P., 2015).

Quatre scénarios sont modélisés (horizon 2060 pour le scénario « par de modification de pratiques », 2030 pour les autres scénarios). Les données de référence sur les pratiques agricoles sont les données issues de la base ARSEINE 2006-2014, sur lesquelles sont apportées des modifications raisonnées selon les scénarios modélisés.

3.1 Scénarios proposés

3.1.1 Scénario « Arrêt de la fertilisation »

Le scénario « arrêt de la fertilisation » est un scénario théorique de suppression de la fertilisation azotée.

3.1.2 Scénario « Pas de modifications de pratiques »

Ce scénario consiste à ne modifier aucune pratique.

3.1.3 Scénario « Réduction globale de -20% des intrants azotés »

Ce scénario est basé sur la réduction généralisée de la fertilisation azotée (organique et/ou minérale) sur l'ensemble des systèmes de culture du bassin. Les autres modalités techniques (successions de cultures, travaux du sol, irrigation, gestion de l'interculture...) sont considérées constantes.

3.1.4 Scénario « Application du programme de mesures »

L'application du scénario Programme de Mesures (PdM) est proposée par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et est basée sur un double maillage spatial : les zones vulnérables nitrates et les Aires d'Alimentation des Captages prioritaires (AAC)¹⁴. Les mesures appliquées à chacune de ces zones sont différentes.

✓ Dans les Zones Vulnérables Nitrates

Les mesures proposées par la directive nitrates et ses décrets d'application (les modalités pouvant varier selon les régions administratives) sont à appliquer sur les territoires déclarés Zones Vulnérables nitrates (ZV).

✓ Sur les Aires d'Alimentation de Captages prioritaires

Un certain nombre de mesures sont proposées sur les AAC prioritaires :

- Réduction de 20% de la fertilisation sur 20% de la SAU

¹⁴ Les Zones d'Action Renforcées (ZAR) sont également concernées par le programme de mesures. Dans la suite de ce document, la nomenclature AAC prioritaires inclura implicitement les ZAR.

- Remise en herbe sur 1% de la SAU
- Réduction de l'usage des produits phytosanitaires de 20%
- Conversion en AB sur 2,5% de la SAU
- Agroforesterie

3.2 Mise en œuvre des scénarios

3.2.1 Scénario « Arrêt de la fertilisation »

Ce scénario n'est pas équivalent à un passage en agriculture biologique : les successions de cultures, les modalités de travaux du sol, l'irrigation, l'interculture ne sont pas modifiées ; la fertilisation azotée (organique et minérale) est supprimée. Il ne s'agit donc pas d'un scénario « réaliste » au sens agronomique du terme mais d'un scénario qui permet de tester l'inertie des aquifères vis-à-vis de la contamination nitrique.

Un scénario « agriculture biologique » intégrerait certes une suppression de tous les apports azotés minéraux (ainsi que les produits phytosanitaires mais non modélisés dans ces travaux) mais modifierait en profondeur les systèmes de culture, intégrant notamment plus de légumineuses dans les successions (fixation symbiotique de l'azote atmosphérique) mais également des fertilisants organiques.

3.2.2 Scénario « Pas de modifications de pratiques »

On considère que les systèmes de culture ne sont pas modifiés : la base de données des pratiques agricoles construite sur la période 2006-2014 est réutilisée sur la période 2015-2060.

3.2.3 Scénario « Réduction globale de -20% des intrants azotés »

Cette réduction de 20% n'est pas appliquée linéairement à tous les apports (dans le cas d'apports fractionnés) mais suivant des règles agronomiques promues par les instituts techniques¹⁵. Ainsi, sur l'exemple d'un blé tendre fertilisé en 3 apports, on limitera le premier apport à 40uN/ha maximum, le troisième apport sera compris entre 40 et 70uN/ha, le solde étant apporté au deuxième apport¹⁶. La réduction de 20% se fait sur la dose totale d'azote apportée dans la situation de référence (situation de la BD ARSEINE 2006-2014).

3.2.4 Scénario « Application du programme de mesures »

✓ Application des modifications de pratiques

Sur les zones vulnérables nitrates :

La principale mesure appliquée est la mise en place systématique de Culture Intermédiaire Piège A Nitrates (CIPAN) ainsi que des repousses de colza sur les surfaces éligibles.

¹⁵ ARVALIS Institut du végétal, CETIOM...

¹⁶ Dans certains cas, la dose totale ne justifie pas un fractionnement en 3 apports. Dans ces cas, le nombre d'apports est réduit à 2.

- Les itinéraires techniques des cultures éligibles (cultures de printemps...) et déjà dotés de CIPAN ou repousses de colza ne sont pas modifiés.
- Les itinéraires techniques des cultures éligibles (cultures de printemps...) et non déjà dotés de CIPAN ou repousses de colza sont modifiés selon les modalités des décrets d'application de la directive nitrates.

Sur les Aires d'Alimentation des Captages prioritaires :

- La mesure « réduction de fertilisation » est appliquée sur 20% des surfaces selon les mêmes modalités que celles présentées dans la partie 3.2.3. Cette mesure est appliquée en priorité sur les successions de cultures ayant les plus forts excédents azotés¹⁷.
- La mesure « remise en herbe » est appliquée en modifiant la pondération des successions de cultures¹⁸, i.e. en proportion de SAU.
- La mesure « réduction de l'usage des produits phytosanitaires » n'entre pas dans le cadre de la modélisation de la contamination nitrique des aquifères.
- L'agriculture biologique a des pratiques très spécifiques (mélanges variétaux, mélanges d'espèces...), et le modèle STICS, dans sa forme actuelle, modélise mal les flux de nitrates associés ; cette mesure n'est donc pas appliquée.
- L'agroforesterie n'est pas modélisée

✓ Spatialisation des modifications de pratiques

Pour des questions de représentativité des pratiques à des échelles largement inférieures aux UMA (unités élémentaires de description des systèmes de culture), le scénario « programme de mesure sur les AAC prioritaires » n'est appliqué que dans le cas où la surface totale en AAC des UMA est supérieure à 10% de la surface des UMA (la totalisation des surfaces étant calculée sur la Surface Agricole Utile – SAU). Les mesures proposées par le PdM sont applicables sur 90% des surfaces en AAC prioritaires du bassin¹⁹ (avec le seuil de 10% minimum de surface en AAC prioritaire dans les UMA).

Le scénario PdM étant basé sur un double zonage binaire, 4 classements peuvent être identifiés (Figure 9).

		AAC prioritaire	
		Oui	Non
Zone vulnérable nitrates	Oui		
	Non		

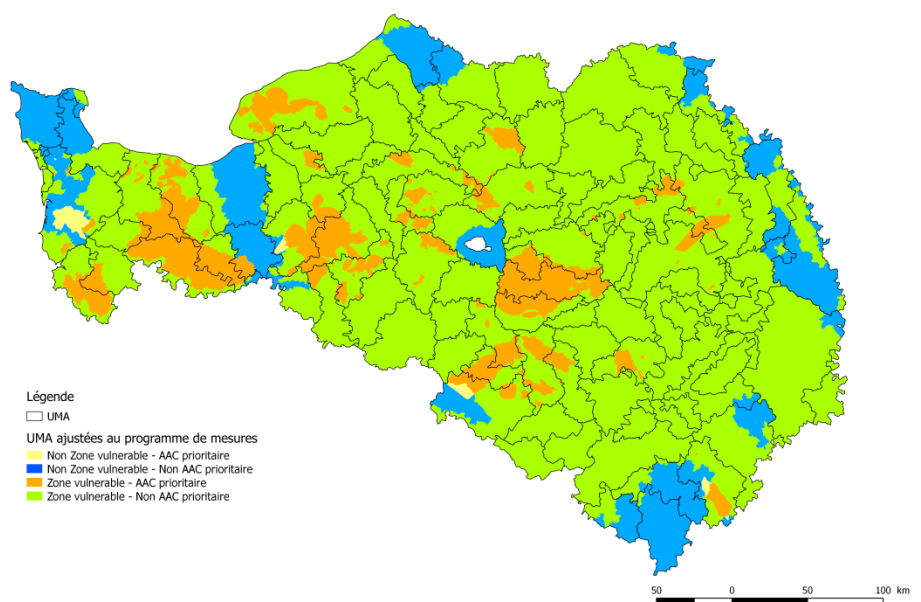
Figure 9 : Modalités du zonage du PdM (voir Carte 4)

La Carte 4 présente le classement du territoire du bassin Seine-Normandie selon les modalités de la Figure 9 croisées avec la définition des UMA.

¹⁷ Le calcul des excédents azoté est une moyenne annuelle sur la succession culturale des flux d'azote (entrée – sortie).

¹⁸ Voir 2.3.

¹⁹ Les captages prioritaires dont l'aire d'alimentation a été délimitée après le 1er janvier 2015 ne sont pas intégrés dans l'étude.



Carte 4 : Zonage spatial d'application du scénario « programme de mesures »

A partir du zonage de la Carte 4, les 95 UMA décrites dans la base de données ARSEINE sont segmentées en UMA « fille », chaque UMA fille ayant *a priori* des systèmes de culture identiques à l'UMA mère (en plus des caractéristiques de la Figure 9). Ensuite les systèmes de culture des UMA « filles » sont ajustés selon les modalités présentées ci-dessus.

L'ensemble des pratiques modifiées et spatialisées sont intégrées dans une base de données à structure identique à celle de la BDD ARSEINE.

Des résultats de la modélisation sont présentés dans le rapport de fin de phase 6 du PIREN-Seine de Gallois N. et al. (2015).

4 Conclusion

Le bassin Seine-Normandie est segmenté en 95 Unités de Modélisation Agricoles au sein desquelles les systèmes de culture sont caractérisés (successions de cultures et itinéraires techniques). Au total, la base de données Agricole Régionalisée sur le bassin SEIne-NormandiE (ARSEINE) comptabilise plus de 1000 successions de cultures et près de 700 itinéraires techniques. Différentes sources d'informations (Recensement Agricole, Enquête Pratiques culturelles, Statistiques Agricoles Annuelles et une cinquantaine d'enquête auprès d'acteurs du territoire) ont été croisées (mise en place d'outils) pour valider les systèmes de culture obtenus sur la période 2006-2014.

Les données agricoles sont mobilisées pour mieux comprendre l'origine de la contamination nitrique des aquifères mais également pour estimer l'impact de modifications de pratiques localisées sur le bassin.

Un projet en cours sur la partie affleurante de la nappe du Champigny focalisé sur les transferts de certains produits phytosanitaires pourrait être étendu à l'échelle de l'ensemble du bassin.

Par ailleurs, d'autres travaux pourraient aboutir à des productions complémentaires sur le bassin Seine Normandie : modélisation de modes de conduite en agriculture biologique (thèses dans le cadre du projet ENBIO) ou mise en place de scénarios de transition définis dans le cadre du PIREN-Seine (thèse S. Lambroso)...

5 Références

Nicolas Gallois, Pascal Viennot, Nicolas Beaudoin, Bruno Mary, Christine Le Bas, Thomas Puech. Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie, Rapport de fin de phase VI du PIREN Seine, 2015.

Mignolet C., Modélisation de l'organisation spatiale des systèmes agricoles et de son évolution dans des démarches d'appui au développement. Thèse. Paris (FRA) : AgroParisTech : Institut des Sciences et Industries du Vivant de l'Environnement, Paris (FRA) : Ecole Doctorale Agriculture Alimentation Biologie Environnement Santé ; 2008. 282 p.

Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M. (2007). Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin : Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3), 13-32. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2006.12.004.

Puech T., Schott C., Mignolet C., Actualisation de la base de données agricole sur le bassin Seine-Normandie pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles, Rapport intermédiaire de phase VI du PIREN Seine, 2014.

Puech T., Schott C., Mignolet C., Description et spatialisation des systèmes de culture sur le bassin Seine-Normandie. Poster. Colloque de fin de phase 6 du PIREN-Seine. 2015.

Sebillotte M., 1990a. Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In : L. Combe et D. Picard coord., Les systèmes de culture. Inra, Versailles : 165-196.

Schott, C. ; Mimet, A. ; Mignolet, C. Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006. 2010. 158p.

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. *OCL Oléagineux Corps Gras Lipides*, 17 (5), 276-291.

Performances agro-environnementale des systèmes de cultures : Bilan d'azote du sol et relations rendement, surplus, lessivage¹

Juliette Anglade¹, Marie Benoit¹, Luis Lassaletta¹, Gilles Billen^{1*}, Josette Garnier¹

¹ UPMC/CNRS UMR Metis 7619, Paris

* gilles.billen@upmc.fr

Sommaire

1	Introduction : caractériser les performances des systèmes de cultures.....	29
2	Le bilan d'azote du sol et la relation rendement-fertilisation.....	30
3	La relation surplus-lessivage et le rôle de la couverture des sols	38
4	Conclusions et perspectives.....	47
5	Références	48

1 Introduction : caractériser les performances des systèmes de cultures

Un système de culture est défini par la rotation culturale pratiquée sur un ensemble de parcelles et l'itinéraire technique qui lui est associé. 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 chaque culture, destinée soit à être vendue, soit à être consommée par le bétail dans la même exploitation. Cet indicateur est cependant très incomplet car il 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 relative aux pertes environnementales concerne particulièrement les perturbations induites par l'agriculture dans le cycle de l'azote. Cet élément, comme constituant essentiel des protéines, est aussi un très bon indicateur de la production agricole. Pour évaluer les performances agronomiques et environnementales d'un système de culture en termes d'azote, il paraît donc pertinent d'adresser simultanément la question des entrées (apport d'azote au sol) et des sorties d'azote (protéines produites). Le concept de **balance azotée du sol**, 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.

Nous proposons donc ici de caractériser les performances agronomiques et environnementales des systèmes de culture à partir des 3 termes du bilan d'azote des sols, intégrés sur l'ensemble du cycle de rotation culturale : les apports fertilisant totaux (F, kgN/ha/an), la production totale récoltée de protéines (Y, kgN/ha/an), et le surplus, défini comme la différence des deux autres termes, (S = F-Y).

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Anglade J., Benoit M., Lassaletta L., Billen G., Garnier J., (2016) – Performances agro-environnementale des systèmes de cultures : Bilan d'azote du sol et relations rendement, surplus, lessivage. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

L'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE, pour nitrogen use efficiency) est définie comme le rapport des deux premiers termes, Y/F .

Nous montrerons qu'une relation robuste existe à l'échelle des systèmes de culture d'une région pédo-climatique donnée, entre le rendement protéinique intégré sur la rotation (Y) et la somme des apports d'azote au sol (F). La forme de cette relation est bien rendue par une fonction hyperbolique à un seul paramètre ($Y=Y_{\max} F/(F+Y_{\max})$). Le paramètre qui caractérise cette relation est donc aussi un indicateur des capacités productives des systèmes de culture du territoire. Le niveau effectif de fertilisation azotée (F), qui, dans ce modèle simplifié, détermine à lui seul la production, caractérise le niveau d'intensification des cultures de la région, et, partant, le niveau des pertes environnementales

$$S = F - Y$$

$$= F [1 - Y_{\max}/(F+Y_{\max})].$$

Le surplus S est donc ici un indicateur des pertes environnementales. Une partie de ce surplus peut cependant être stocké dans la matière organique du sol ce qui ne constitue en rien un problème environnemental, une partie peut donner lieu à des émissions d'azote réactif vers l'atmosphère (sous forme de NH_3 , de N_2O ou de N_2), une partie peut être perdue par lixiviation vers l'hydrosystème. Nous montrerons que la lixiviation est bien souvent le principal devenir du surplus, ce qui en fait un bon indicateur des pertes hydriques.

2 Le bilan d'azote du sol et la relation rendement-fertilisation

2.1 La notion de bilan d'azote du sol

Il convient de bien distinguer le **bilan d'azote minéral du sol** qui sous-tend le calcul de l'équilibre de fertilisation en fonction des besoins de la culture, et est au cœur de toutes les recommandations de fertilisation raisonnée, et le **bilan de surface d'azote total** (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), notamment 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 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/). 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)**, qu'il s'applique à une parcelle donnée, à 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 culturaux, 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.

Le bilan d'azote minéral s'inscrit donc à l'intérieur du bilan d'azote total, mais seul ce dernier permet une évaluation stratégique à long terme des risques de pertes environnementales, tandis que le premier est un outil tactique d'optimisation de la fertilisation dans le cadre d'un objectif de rendement prédéfini (Figure 1).

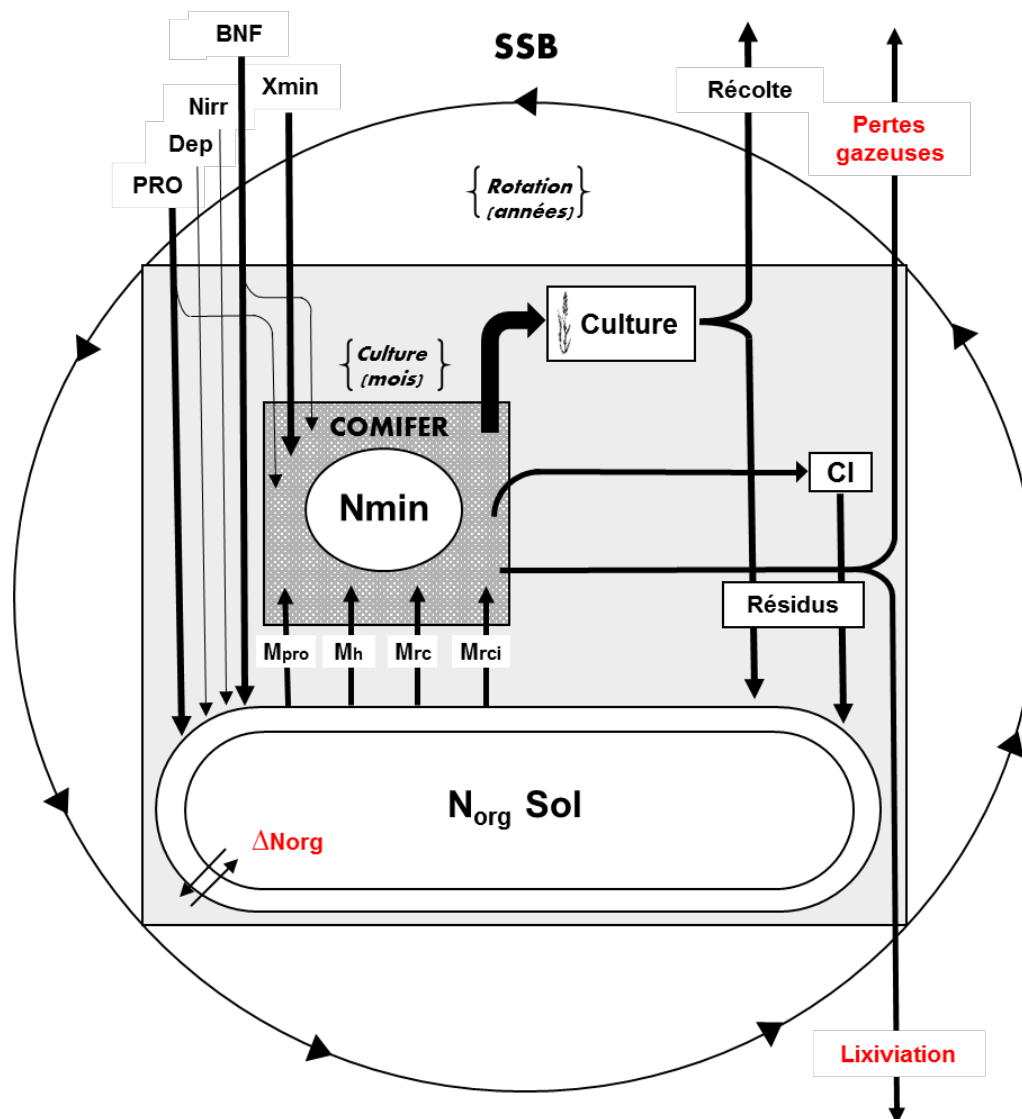


Figure 1 : Représentation schématique de l'inscription du bilan COMIFER dans le bilan SSB. Les différentes entrées d'N réactif total au sol du bilan SSB se font par les engrais de synthèse (Xmin), les produits résiduaire organiques (PRO), la fixation symbiotique (BNF), les dépôts atmosphériques (Dep) 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 résiduaire 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.

La principale difficulté méthodologique associée à l'établissement du bilan d'azote total 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 applications d'engrais synthétiques ou organiques, ainsi que sur les rendements, à partir des statistiques agricoles ou d'enquêtes

chez les agriculteurs, la quantité d'azote fixée par les légumineuses est beaucoup plus délicate, et source d'une plus grande incertitude, particulièrement pour l'évaluation des performances des systèmes d'agriculture biologique qui repose en grande partie sur ce mode d'apport d'azote.

Une méta-analyse des données de la littérature a été réalisée par Anglade et al (2015) qui permet de lever une grande partie de ces incertitudes, en montrant que la fixation symbiotique peut être directement reliée au contenu en azote de la production aérienne (Y), compte tenu des parties non récoltées de la production aérienne, de la production des parties souterraines et de la rhyzo-déposition. Les formules simplifiées issues de ce travail (Lassaletta et al., 2014) s'écrivent :

$$\begin{aligned} \text{Fix Symb} &= 1.47 * Y \text{ (pour les légumineuses fourrage)} \\ &= 1.18 * Y \text{ (pour les légumineuses graines)} \end{aligned}$$

2.2 Analyse diachronique de la relation rendement fertilisation

L'évolution depuis 50 ans du bilan d'azote de l'agriculture de tous les pays du monde a été calculée à partir des données de la FAO (Lassaletta et al., 2014). 4 types de trajectoires ont pu être distingués.

Dans le **premier type**, qui représente près d'un tiers des pays examinés, dont la Chine, l'Egypte et l'Inde, la production agricole s'accroît régulièrement en réponse à une augmentation des apports totaux d'azote au sol, dessinant une trajectoire qui reproduit la relation rendement-fertilisation avec un paramètre Ymax immuable tout au long de la période. Ce type de trajectoire s'accompagne d'une diminution de l'efficacité d'utilisation de l'azote et d'un accroissement des pertes environnementales.

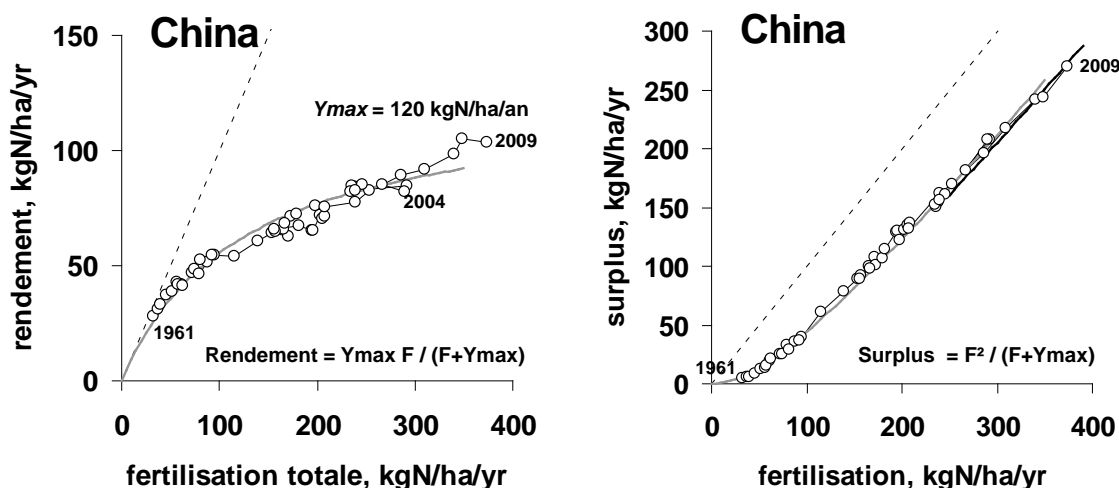


Figure 2. Trajectoire de type 1 décrite par la Chine en termes de production agricole et de fertilisation des terres arables. La trajectoire suit une relation unique entre rendement et fertilisation tout au long de la période 1961-2009

Dans le **second type** (un tiers des pays examinés dont les USA, le Brésil et le Bangladesh), on assiste, généralement vers le début des années 1980, à une transition de la trajectoire vers une nouvelle relation Yvs

F à meilleure efficacité, permettant de stabiliser les pertes environnementales, grâce à une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote dont l'apport au sol continue d'augmenter.

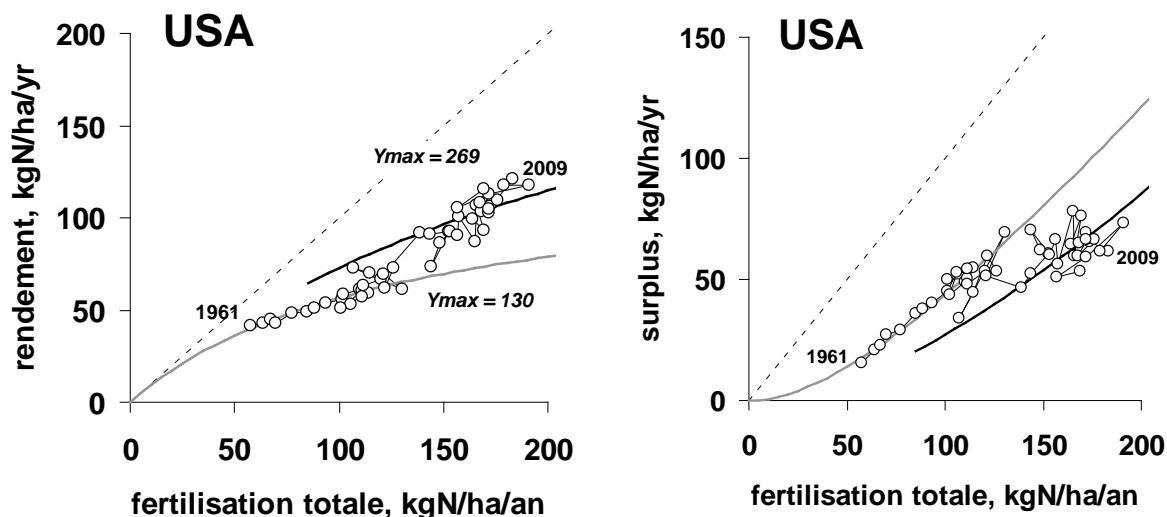


Figure 3. Trajectoire de type 2 décrite par les USA en termes de production agricole et de fertilisation des terres arables. La trajectoire passe d'une relation entre rendement et fertilisation à une autre, plus efficace, tout en poursuivant un processus d'intensification de la fertilisation.

Dans le **troisième type** (qui comprend la plupart des pays européens), la transition vers une relation $Y_{vs}F$ plus efficace s'accompagne d'une diminution significative des apports d'azote au sol, sans perte de productivité, mais avec une diminution des pertes environnementales.

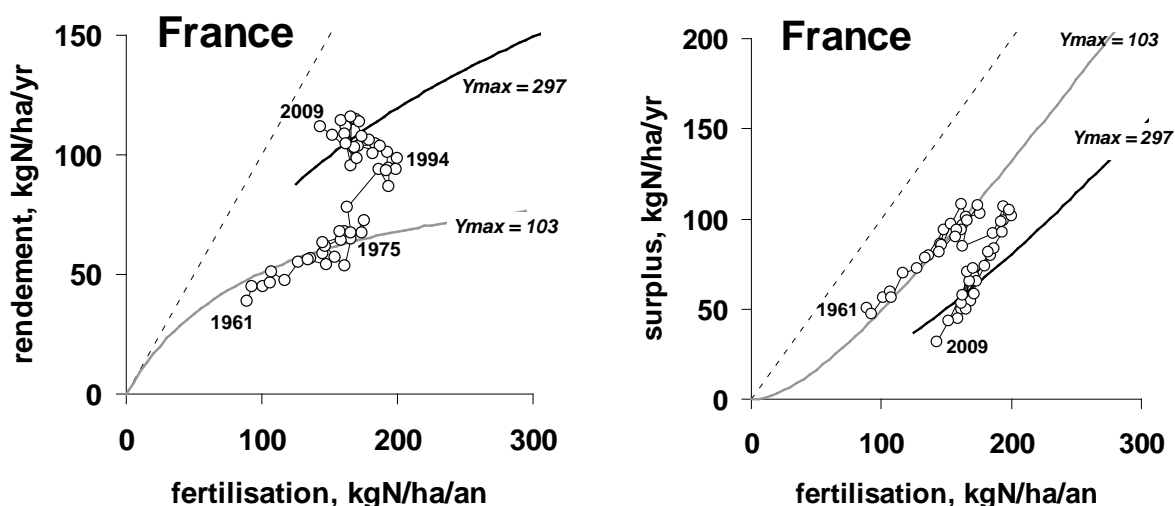


Figure 4. Trajectoire de type 3 décrite par la France en termes de production agricole et de fertilisation des terres arables. La trajectoire passe d'une relation entre rendement et fertilisation à une autre, plus efficace, tout en réduisant l'intensité de la fertilisation.

Enfin dans quelques pays (surtout situés en Afrique) la trajectoire suivie est assez chaotique et montre des signes évidents d'épuisement du stock d'azote du sol, les exportations par la récolte dépassant chroniquement les restitutions d'azote au sol.

La Figure 4 montre qu'à l'échelle nationale en France, les efforts réalisés depuis les années 1980-1990 en matière de raisonnement de la fertilisation et d'amélioration des pratiques ont conduit à accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote et à diminuer les pertes environnementales. Les données rassemblées à l'échelle du département des Yvelines (Anglade 2015) confirment entièrement cette tendance pour le bassin de la Seine. (Figure 5).

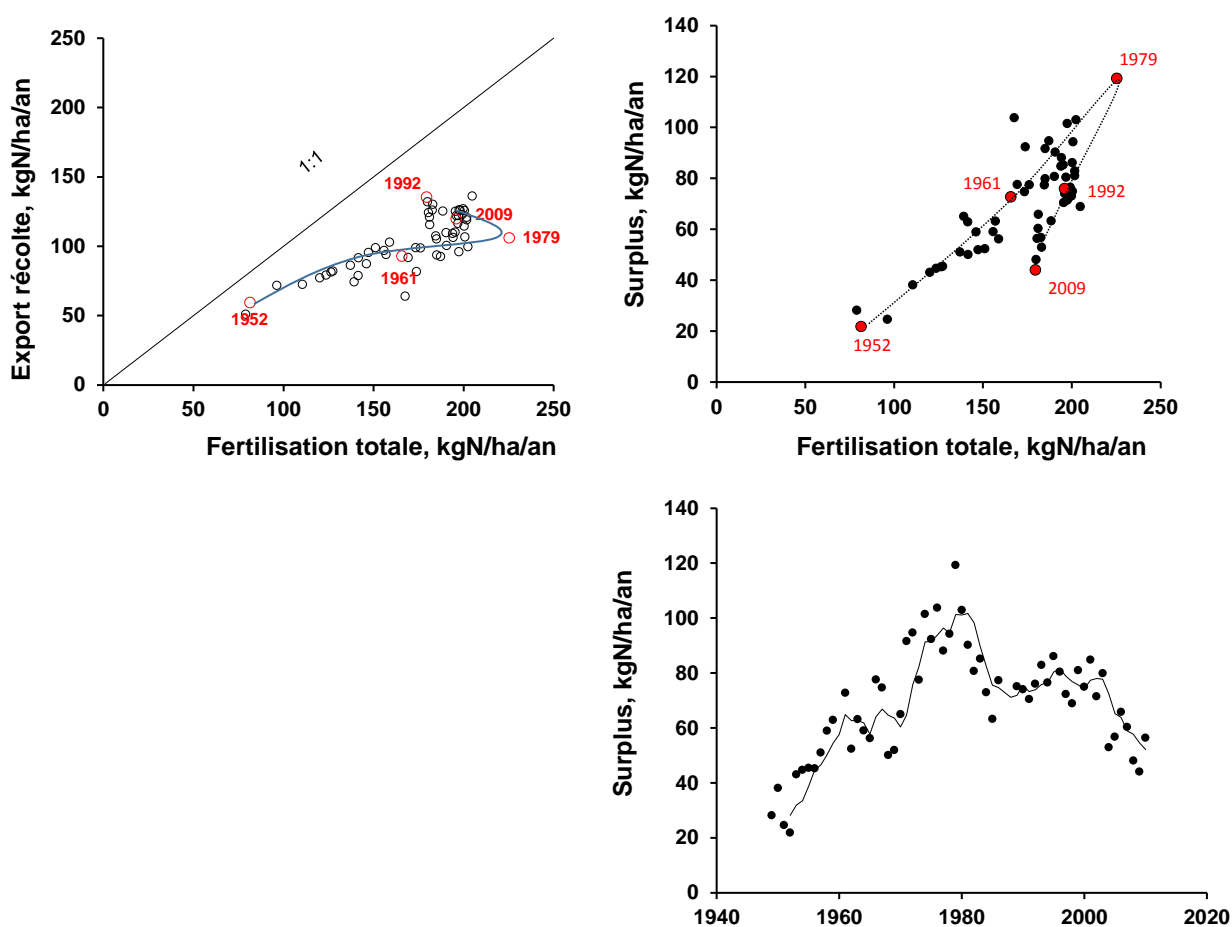


Figure 5. Trajectoire de type 3 décrite par l'agriculture du département des Yvelines depuis 1952.

2.3 La relation rendement-fertilisation dans les systèmes de culture d'IdF

2.3.1 En agriculture conventionnelle

En vue de caractériser les performances agro-environnementales des systèmes de grande culture conventionnelle en Ile de France, le bilan d'azote total du sol a été calculé pour les principales rotations culturales et leur itinéraire technique relevées par Puech et al (2014) et constituant la base de données ArSeine. Les données de cette base, essentiellement issues d'enquêtes, renseignent sur les pratiques réelles

des agriculteurs. Par ailleurs, pour ces mêmes rotations, nous avons calculé les niveaux de fertilisation préconisés par la réglementation et les prescriptions du COMIFER selon la méthode du bilan d'azote minéral en fonction des rendements affichés. Les deux approches conduisent à des niveaux d'apport d'azote au sol très proches les uns des autres (Figure 6), indiquant que pour les grandes cultures d'Ile de France, les pratiques réelles (ou tout au moins déclarées) sont proches des pratiques optimales réglementaires.

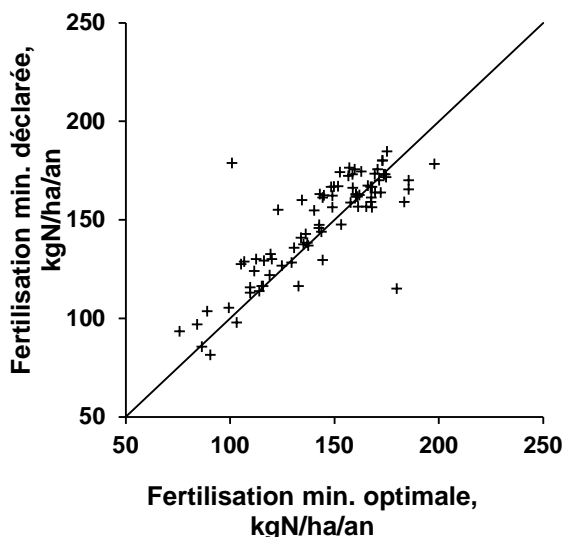


Figure 6. Comparaison des apports d'azote au sol pour les principales rotations culturales du bassin parisien estimées selon les enquêtes de pratique (en ordonnées) et selon le calcul de l'équilibre de la fertilisation (préconisations du COMIFER) (en abscisse).

Les termes du bilan d'azote total des principales rotations conventionnelles sont représentés dans la Figure 7.

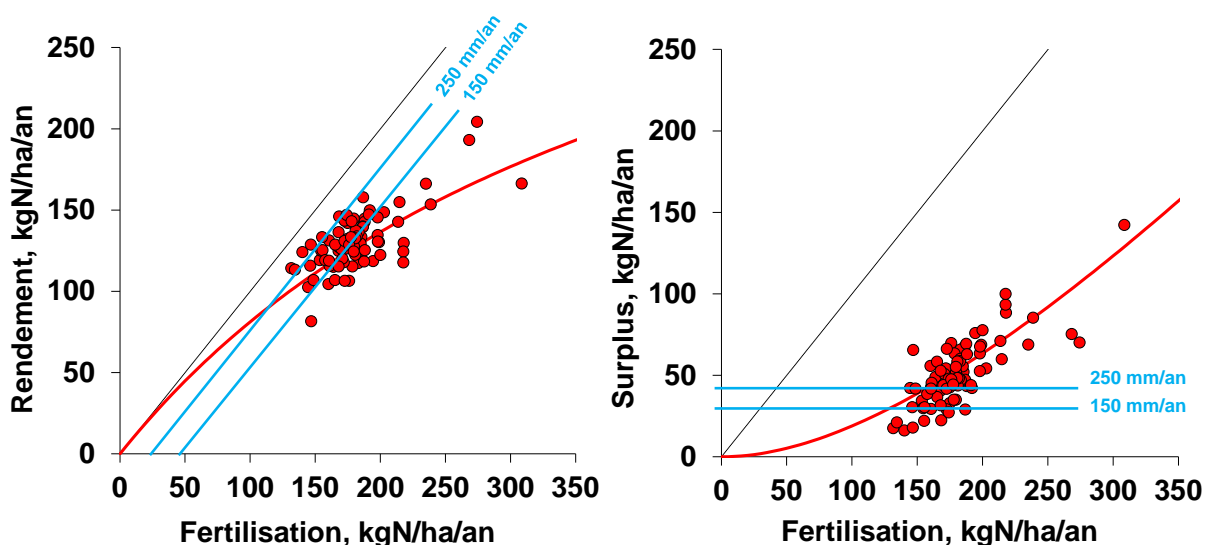


Figure 7. Relation rendement – fertilisation (à gauche) et surplus- fertilisation (à droite) pour les principales rotations conventionnelles du bassin parisien. Les valeurs limites pour le respect d'une concentration maximale de 50 mgNO₃/l dans les eaux sous-racinaires ont été calculées pour deux valeurs de lame d'eau infiltrée (lignes bleues).

L'ensemble des données s'organisent autour d'une relation YvsF caractérisée par un Ymax de 430 kgN/ha/an. Les surplus d'azote varient entre 15 et plus de 140 kgN/ha/an, avec une moyenne de 50

kgN/ha/an, indiquant bien que le respect de l'équilibre de la fertilisation ne garantit en aucune façon un surplus nul.

Si l'on considère à titre conservatif que 70% du surplus est appelé à être lixivié (voir plus loin), la valeur maximale de ce surplus compatible avec le respect d'une concentration de 50 mgNO₃/l (soit 11 mgN/l) dans l'eau sous-racinaire peut être calculée à partir de la valeur de la lame d'eau infiltrée. Selon ce critère, le surplus maximum est de 25 à 40 kgN/ha/an pour des lames d'eau moyenne infiltrées de 150 à 250 mm/an, telles qu'on les rencontre en Ile de France. La figure 7 indique que les valeurs de surplus typiques des conditions optimales de fertilisation des principales rotations conventionnelles en Ile de France dépassent ces seuils.

2.3.2 En agriculture biologique

Pour comparer ces données avec celles des performances de l'agriculture biologique, un travail d'enquête a été mené dans 53 fermes du bassin parisien et portant sur 68 systèmes de culture (Anglade et al, 2015). Dans l'ensemble de cet échantillon, la fertilisation totale moyenne s'élève à 160 kgN/ha/an, dont 70% provient de la fixation symbiotique (Le chiffre correspondant pour l'agriculture conventionnelle s'élève à 180 kgN/ha/an, dont 90% provient des engrais de synthèse).

La production de matière sèche moyenne en agriculture biologique s'élève à 63 tMS/ha/an ou 123 kgN/ha/an (contre 61 tMS/ha/an et 130 kgN/ha/an en agriculture conventionnelle). En effet, si les rendements céréaliers sont sensiblement plus faibles en AB qu'en AC (-40% en moyenne), les rendements de légumineuses, qui occupent une place importante dans les rotations, sont identiques (Figure 8). Les légumineuses fourragères constituent près de 52% de la production azotée totale des rotations biologiques.

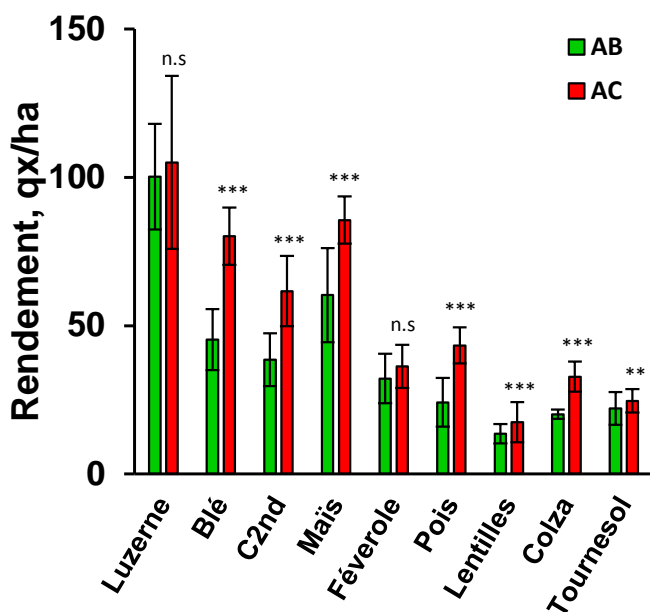


Figure 8. Rendements (en azote) comparés des principales cultures dans les rotations biologiques (en vert) ou conventionnelles (en rouge) du bassin parisien (Anglade et al, 2015). (le niveau de significativité de la différence entre AB et AC est indiqué par *** (très significatif) ou ns (non significatif))

Le bilan d'azote des rotations pratiquées par les exploitations biologiques, généralement longues (7-12 ans) et diversifiées, a également été établi. Il est comparé à celui des rotations conventionnelles dans la figure 9. Les points correspondant aux rotations biologiques enquêtées montrent une beaucoup plus grande variabilité dans le niveau de fertilisation (qui s'étend de 50 à 300 kgN/ha/an), en lien avec des rotations plus diversifiées, intégrant plus ou moins de légumineuses et avec des apports de fertilisants exogènes variables

Les points s'alignent sur une relation Y vs F robuste ($R^2=76$) et assez semblable à celle des rotations conventionnelles, peut être légèrement plus efficiente ($Y_{\max AB} = 560 \text{ kgN/ha/an}$ vs $Y_{\max AC} = 430 \text{ kgN/ha/an}$). La moitié environ des rotations bio, celles correspondant à des niveaux de fertilisation plus faibles et/ou présentant une haute efficacité d'utilisation de l'azote, respectent les seuils correspondants à la production d'une eau d'infiltration de concentration inférieure à la norme de $50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$.

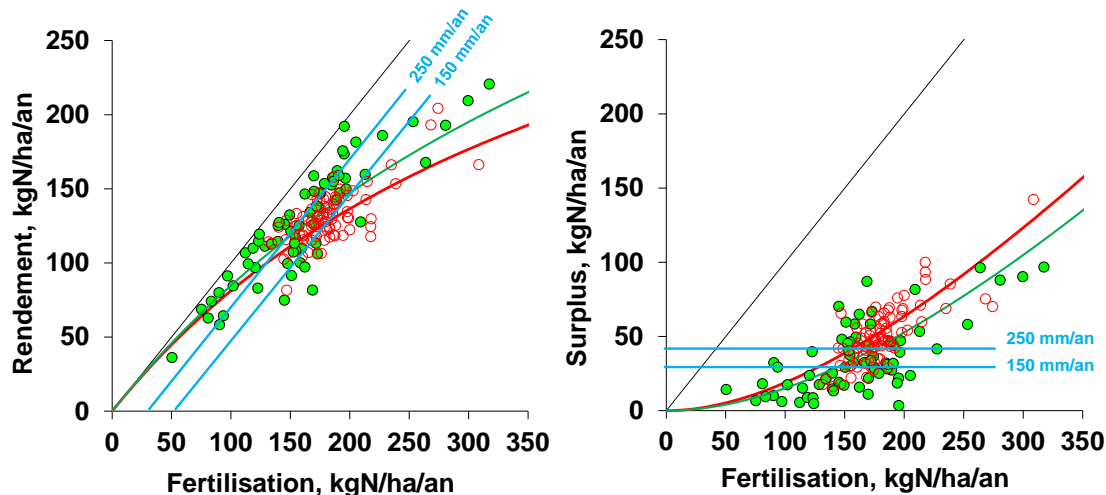


Figure 9. Relation rendement – fertilisation (à gauche) et surplus- fertilisation (à droite) pour les principales rotations biologiques du bassin parisien. Les valeurs limites pour le respect d'une concentration maximale de $50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ dans les eaux sous-racinaires ont été calculées pour deux valeurs de lame d'eau infiltrée (lignes bleues).

Cette approche permet donc de conclure que les systèmes de cultures conventionnels et biologiques ne se distinguent pas diamétralement en termes de productivité, ni de pertes environnementales d'azote, même s'il existe une tendance à une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote par les systèmes biologiques. En pratique, les performances agronomiques et environnementales de ces deux systèmes vis-à-vis de l'azote dépendent essentiellement de leur niveau d'intensification de la fertilisation: les moindres pertes d'azote de l'agriculture biologique vont de pair avec une légère perte de productivité, surtout marquée par une moindre production céréalière. Par contre, vis-à-vis de la contamination en pesticides, l'agriculture biologique est bien évidemment beaucoup plus favorable à l'environnement.

3 La relation surplus-lessivage et le rôle de la couverture des sols

Nous venons de montrer 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 $\text{-N}_2\text{O-}$ gaz à effet de serre en produit intermédiaire, et à la volatilisation d'ammoniac -NH_3 , ainsi que (ii) le stockage dans le pool de matière organique du sol. Nous cherchons ici à préciser, sur une base empirique, la relation qui peut exister entre le surplus, la lixiviation et la concentration de drainage pour différents 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.

Après une rapide revue de la littérature relative aux facteurs de contrôle de la lixiviation, nous avons 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/),

Sur cette base, nous proposons une formulation empirique de la relation surplus-lessivage.

3.1 Les facteurs de régulation de la lixiviation des nitrates

3.1.1 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).

3.1.2 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, 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 ¹⁵N 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 (Pouidel 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).

3.1.3 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).

3.1.4 La gestion des intercultures

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.

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^{ème} programme d'action de la Directive Nitrates, puis en 2008 pour l'ensemble des « zones vulnérables » dans le 4^{ème} programme d'action. Actuellement en application, le 5^{ème} 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.

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 interculture 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 (mgNO₃/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).

3.2 Mesure directe de la lixiviation

3.2.1 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/>).

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-racinaires (Fig. 4-2). L'année lysimétrique est comptée à partir du 1^{er} 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 NO₃⁻ obtenus en bougies poreuses et en lysimètres.

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.

3.2.2 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. Les mesures proviennent à la fois d'essais culturaux de longue durée dans des stations expérimentales (Boigneville, Thibie (Constantin et al., 2010), Châlons Germon, comm pers) 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 (Benoit, comm pers, in prep), Orgeval (Billy et al., 2011, Garnier et al., 2014), Champagne crayeuse (Ballif, 1996, Chiesi, 2011) et Haute-Normandie (Arnaud et al, 2009, Briffaux, 2009).

3.3 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 type d'interculture et de CIPAN (avec ou sans légumineuses), en cohérence avec les simulations de l'expertise INRA (Justes et al., 2012) (Tableau 1). 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, 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. 10).

Tableau 1 : 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
Cultures pérennes	Luzerne- Luzerne	<i>trèfle-trèfle, jachère ...</i>		70	
IC très courte + culture hiver	blé-colza	<i>maïs-blé ; tournesol-blé ; sorgho-blé ; soja- blé ; betteraves-</i>		60	
CIPAN IC courte	colza-blé	<i>pois-blé ; fev- blé; blé-blé ...</i>	40	55	70
CIPAN IC longue, récolte été	blé-maïs	<i>blé-orge(p); blé- pois; blé- betterave ; blé- pdt; blé-</i>	40	55	70
CIPAN IC longue, récolte automne précoce	maïs _{four} -maïs	<i>betterave-pois ; tournesol- sorgho ...</i>	15	20	30
CIPAN IC longue, récolte automne tardive	maïs _{gran} -maïs	<i>betterave-pois ; soja-maïs ...</i>	5	5	10

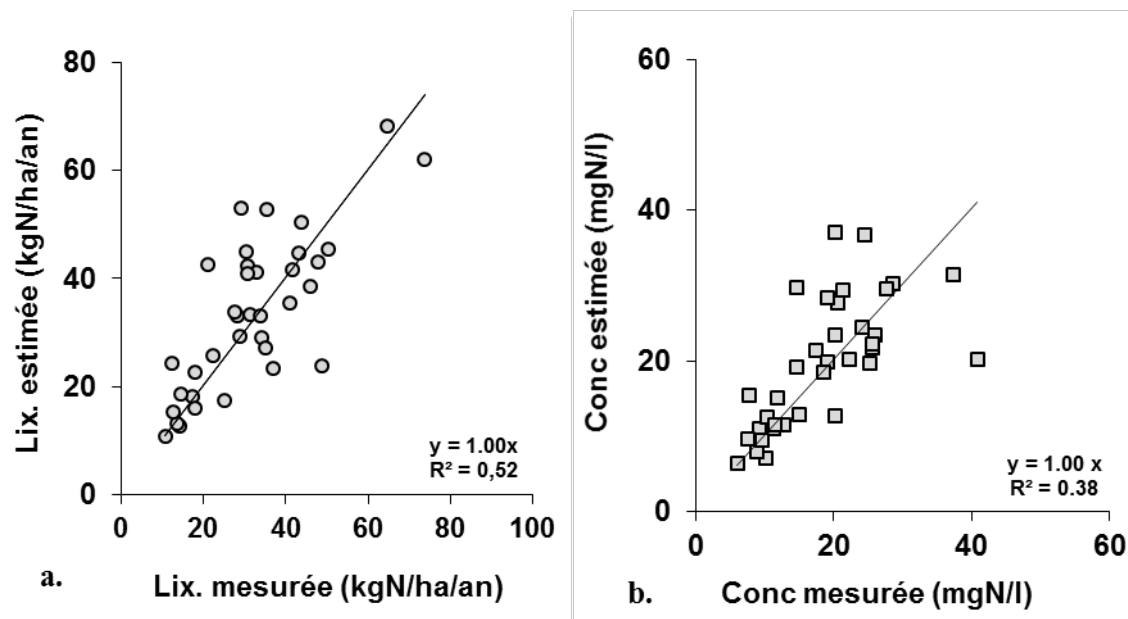


Figure 10 : (a) Lixiviation mesurée vs. lixiviation estimée à partir du surplus azoté et de l'indice de couverture automnale ICA. (b) Concentration nitriques des eaux sous-racinaire mesurée vs estimée à partir de l'estimation de lixiviation et de la lame drainante.

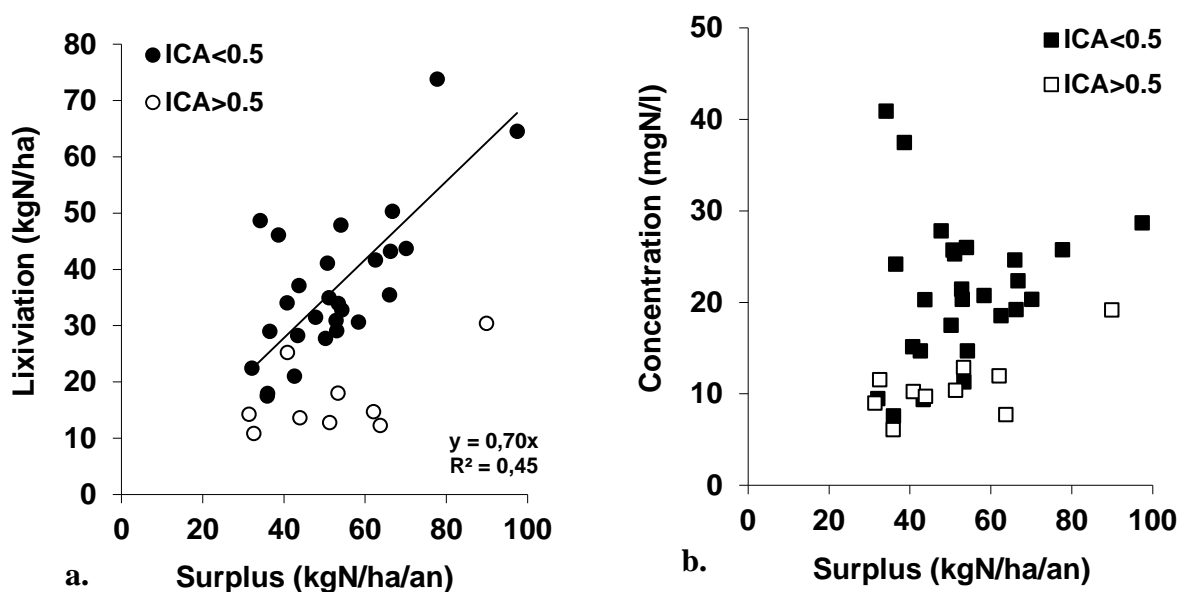


Figure 11 : Relation entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an (a) ou la concentration des eaux de drainage en mgN/l (b) pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5).

Pour un $ICA < 0.5$, on observe une corrélation entre le surplus et les flux d'azote lixiviés (Fig. 11). 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 corollairement de la fertilisation).

En revanche, une bonne gestion des intercultures au cours de la rotation ($ICA > 0.6$), par la présence de CIPAN, de cultures pérennes, ou de jachères, permet de considérablement réduire la fraction lixiviée du surplus (Fig. 11a). 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. 11b).

3.4 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. 12). 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.

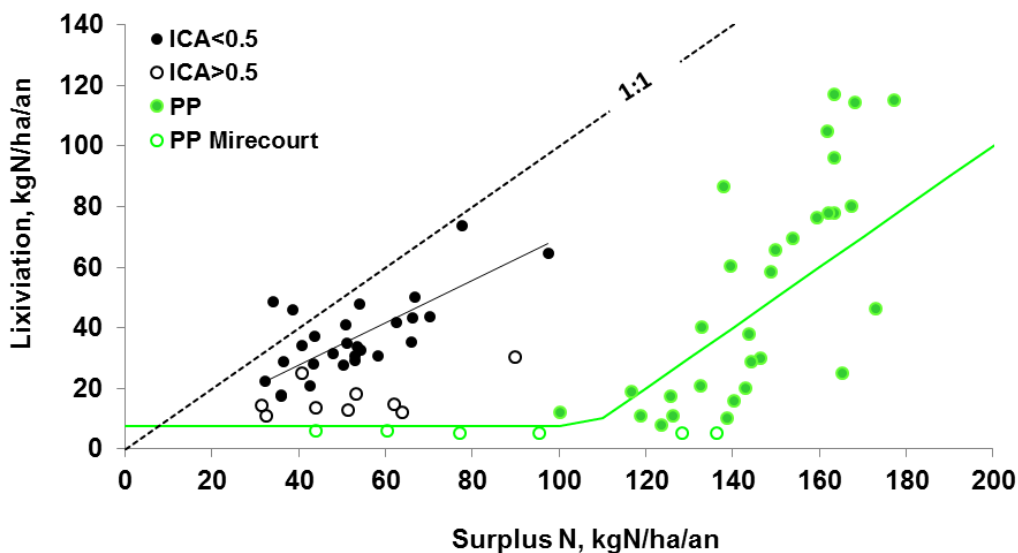


Figure 12: Relations entre le surplus en kgN/ha/an et la lixiviation en kgN/ha/an pour différentes successions culturales du bassin de la Seine et valeurs d'indices de couverture automnale (ICA < ou > 0.5) et sur prairies.

4 Conclusions et perspectives

L'ensemble des travaux résumés ici offrent la possibilité d'un diagnostic environnemental des systèmes de cultures basé principalement sur le bilan d'azote intégré à l'échelle de la rotation.

Nous avons montré que, dans un contexte pédo-climatique et technique donné, la production en termes de quantité de protéines récoltées par ha sur l'ensemble du cycle de rotation culturale est une fonction robuste des apports totaux d'azote au sol.

Par ailleurs, le surplus azoté, défini par la différence entre les apports d'azote au sol et l'exportation par la récolte est un bon indicateur du potentiel de pertes environnementales, mais 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 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. 12).

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.

5 Références

- Addiscott, T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), pp. 157–168.
- Anglade J., Billen G., Garnier J. (2015). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*, 6(3):37. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00353.1>
- Anglade J., Billen G., Garnier J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C. (2015). Nitrogen soil surface balance of organic compared to conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*. 139: 82–92.
- Anglade J. (2015). Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine. Caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie. 272pp+ annexes.
- 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.
- 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. (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., Nicoulaud, 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.
- CGDD, 2012. L'analyse spatiale des pressions agricoles: surplus d'azote et gaz à effet de serre. (No. 113), Le point sur.
- 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 culturaux 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 15N 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.
- 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.
- 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., Machet, 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
- Hébert, J., 1969. La fumure azotée du blé tendre d'hiver. *Bull. Tech. Inf.* 755–766.
- 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
- Machet, 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 Congrès 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.
- 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.
- 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., Machet, J.M., Mary, B., 1988. The fate of labelled 15N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. *Plant Soil* 112, 215–224. doi:10.1007/BF02139998
- Rémy, J., Hébert, J., 1974. Le devenir des engrais azotés dans le sol. *Comptes Rendus Séances Académie Agric. Fr.* 700–714
- Ross, S.M., Izaurrealde, 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

Un réseau collaboratif de mesure de la lixiviation en grande culture¹

Marie Benoit^{1*}, Josette Garnier², Gilles Billen², Abdelkader Azougui¹, Benjamin Mercier¹, Cyril Gisbert¹

¹UPMC, UMR METIS 7619, Paris

²CNRS, UMR METIS 7619, Paris

* *marie.benoit@upmc.fr*

Sommaire

1	Introduction.....	53
2	Etat des lieux des systèmes de cultures du bassin de la Seine.....	55
3	Le projet ABAC	56
4	Matériels et méthodes.....	60
5	Les résultats des systèmes de cultures sur la contamination nitrique.....	64
6	Conclusions et perspectives.....	68
7	Références.....	69

1 Introduction

Comme beaucoup de régions dans le monde, très urbanisées et dotées d'une agriculture intensive, le bassin de la Seine peine à restaurer la qualité de ses eaux de surface et souterraines, soit en dessous de la norme de potabilité de 11 mg N.L⁻¹ (ou 50 mg NO₃.L⁻¹). Après une réduction drastique des rejets ponctuels de phosphore et d'azote, grâce à une amélioration des traitements en stations d'épuration, l'azote essentiellement d'origine diffuse reste largement en excès, ce qui pose des problèmes environnementaux multiples. Dans le bassin de la Seine, la contamination des aquifères a conduit à la fermeture de nombreux captages d'eau potable. Aux zones côtières, l'eutrophisation, entraînant le développement d'algues indésirables, est aussi une manifestation des excès de nutriments issus de l'activité dans le bassin (Garnier et al. 2007). Ces phénomènes d'eutrophisation et d'anoxie des milieux affectent également la vie des organismes marins et l'exploitation des produits de la mer dès lors qu'elle dépasse 2 mg N.l⁻¹ (ou 10 mg NO₃.L⁻¹) (Camargo et Alonso 2006; Diaz et Rosenberg 2008). Une volonté est désormais clairement affichée d'infléchir l'activité agricole dans les espaces ruraux qui entourent la ville vers des formes d'agriculture plus durables, utilisant moins d'intrants et donnant lieu à moins d'émissions de polluants dans l'environnement. La protection des ressources en eau et la volonté de ressouder des liens plus étroits entre le milieu urbain et le milieu rural, sont des motivations principales de cette politique.

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Benoit M., Garnier J., Billen G., Azougui A., Mercier B., Gisbert C., (2016) – Un réseau collaboratif de mesure de la lixiviation en grande culture. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

Si le bilan environnemental de l'agriculture biologique (AB) par rapport à d'autres systèmes de cultures ne fait pas de doute en ce qui concerne la contamination par les résidus de pesticides ou la préservation de la biodiversité, l'effet des pratiques biologiques sur les fuites d'azote vers les hydrosystèmes (NO_3^-) reste encore très controversé. De récentes méta-analyses ont mis en évidence les impacts particulièrement positifs de l'AB sur la biodiversité de la flore et de la faune, l'activité microbiologique des sols et la réduction des pesticides (Stolze et al. 2000), mais avec des controverses concernant la lixiviation du NO_3^- (Mondelaers et al. 2009). Pour notre étude, nous avons restreint les études réalisées sur les fuites d'azote dans les systèmes de grandes cultures en Europe, où les publications scientifiques révèlent une grande variabilité des résultats, liée à la variabilité des systèmes, aux méthodes utilisées ainsi qu'à la localisation des sites. Au final, il en résulte que dans les six études qui ont comparé la lixiviation dans les systèmes de grandes cultures avec des mesures directes (Berg et al. 1999; Hansen et al. 2000; Korsæth and Eltun 2000; Haas et al. 2002; Stopes et al. 2002), une seule étude mesure des performances négatives pour l'AB (Kristensen et al. 1994). La moyenne de l'ensemble de ces études montre des fuites par lixiviation en grande culture AB inférieures de 28% à celles observées en AC (**Table 1**).

L'hypothèse que nous avons voulu tester est que l'agriculture biologique, grâce à son cahier des charges rigoureux bannissant tout intrant industriel, constitue un modèle permettant d'améliorer la qualité de l'eau du bassin de la Seine, en termes de contamination nitrique.

Si les fuites d'azote en agriculture conventionnelle ont fait l'objet de nombreux travaux, celles de l'agriculture biologique sont bien moins connues, plus particulièrement en France. C'est pour pallier ce manque de données qu'un réseau d'exploitations agricoles instrumentées a été mis en place (réseau ABAC).

Table 1. Synthèse des études réalisées sur la lixiviation dans les systèmes biologiques et conventionnels en grandes cultures dans l'Europe du Nord.

Références	Localisation	Rapport AB/AC
Hansen et al, 2000	Danemark	0.56
Korsæth et Eltun, 2000	Norvège	0.86
		0.61
Kristensen et al, 1994	Danemark	1.22
Stopes et al, 2002	Royaume-Uni	0.88
Haas et al, 2002	Allemagne	0.46
Berg et al, 1999	Allemagne	0.46
		0.43
		0.37
		0.30
	Moyenne	0.62
	<i>ecart-type</i>	<i>0.29</i>

L'objectif principal de cette étude est de quantifier la lixiviation dans les exploitations biologiques et conventionnelles du bassin de la Seine afin d'examiner si les changements de pratiques et/ou de systèmes agricoles peuvent conduire à améliorer la qualité de l'eau. Cette étude est la première en France et représente un réel défi qui pose plusieurs questions de recherche.

2 Etat des lieux des systèmes de cultures du bassin de la Seine

2.1 Description des systèmes de cultures dominants

Le bassin de la Seine se compose en 2000 de 52% de terres arables, 12% de prairies permanentes, 24% de surfaces forestières, ainsi que 6% de surface urbanisée et 6% d'autres occupations du sol. Il compte alors 15% des exploitations françaises et 23% de la SAU du territoire national. Le bassin de la Seine est dominé par des exploitations de grandes cultures, avec une taille moyenne de 68 ha, contre 42 ha en moyenne nationale.

Les cultures majoritaires sont le blé, l'orge, le maïs et le colza qui recouvrent plus de 60% SAU pour quasiment l'ensemble des départements du bassin de la Seine (Agreste 2010). Le blé tendre d'hiver représente parfois plus du tiers de l'assolement des exploitations. La succession colza-blé-orge est très répandue sur tout l'est du bassin de la Seine. Au Nord de Paris, les betteraves et les pommes de terre alternent avec du blé.

La moyenne des doses d'engrais apportées est de 145 kg N.ha⁻¹ d'azote minéral et ces doses peuvent atteindre 170 kg N.ha⁻¹ pour le blé, le colza et le maïs grain. Certaines cultures, comme le maïs fourrage et la betterave, reçoivent des apports supplémentaires en engrais organique. En ce qui concerne l'utilisation des pesticides, l'itinéraire technique des céréales comporte en moyenne deux désherbants, trois fongicides, un insecticide et un régulateur de croissance (Rolland et al. 2006).

Le rendement moyen national est de 78 q ha⁻¹ l'un des plus élevés du monde, avec une fertilisation minérale sur plus de 85% SAU de grandes cultures (Agreste, 2012). Le bassin parisien produit 25 fois plus de céréales que Paris n'en consomme et les exporte, tant vers des régions, qui se sont spécialisées dans l'élevage, que hors du territoire national (Billen 2009a). En revanche, les rendements moyens en AB sont de 40 q.ha⁻¹ en blé, 37 q ha⁻¹ en triticale, 30 q.ha⁻¹ en orge de printemps, 32 q.ha⁻¹ en avoine, 63 q.ha⁻¹ en maïs, 26-29 q.ha⁻¹ en féverole, 21 q.ha⁻¹ en pois, 105 q.ha⁻¹ en luzerne, 16 q.ha⁻¹ en colza et 22 q.ha⁻¹ en tournesol (moyenne pluriannuelle 2005-2007, Agence Bio 2010). Le maintien d'un différentiel de prix élevé en faveur de l'AB (près de 3 fois le prix conventionnel) ainsi que les plus faibles dépenses en intrants compensent régulièrement la baisse de rendement observée en AB, soit en général un prix autour de 300 €t⁻¹ en céréales et 200 €t⁻¹ en colza.

2.2 Les spécificités de systèmes de grandes cultures biologiques

Dès la fin des années 1990, face à l'émergence de la demande en céréales biologiques, des exploitations sans élevage en France et en région IDF, se sont converties en AB (Allard et al. 2000). Ces exploitations biologiques sans élevage gardent beaucoup de points communs avec les exploitations de grande culture conventionnelles caractérisées par de nombreuses interventions culturales et la prédominance du blé (30% des assolements) (Lamine et Bellon 2009).

La région IDF est une région largement agricole avec 570 870 ha de SAU soit 50% de sa surface, dont 94% en grandes cultures (Agreste, 2010). En 2013, les surfaces en AB représentent 8 926 ha, soit 1,56% de la SAU francilienne et 3,7% des exploitations (GAB IDF, 2013). Les producteurs biologiques franciliens sont majoritairement des maraîchers (45%) suivis par les stricts céréaliers (30%). Toutefois en raison de la petite taille des exploitations maraîchères (quelques ha), les grandes cultures biologiques occupent la majorité des surfaces agricoles franciliennes, avec 84% de la SAU en AB. Les exploitations franciliennes spécialisées en grandes cultures biologiques sont converties majoritairement (70%) en totalité. Sinon, dans les exploitations mixtes (AB et AC), la part des surfaces consacrées à l'AB est en moyenne de 61% (Petit, 2013). Toutefois depuis novembre 2013, la mixité au sein d'une exploitation est possible seulement si les variétés biologiques et non biologiques sont facilement distinguables (Article 11 modifié, CE n°834/2007). Quatre dérogations peuvent être appliquées pour les pâtures, les cultures pérennes, la production de semences ou pour l'enseignement et la recherche. La mixité est perçue comme un critère de risque, listé dans le plan de

contrôle cadre de l'AB, ce qui implique une plus grande fréquence des contrôles inopinés ainsi que des analyses plus importante dans ce type d'exploitation.

On distingue deux grands types de rotation dans la région, avec pour chacune, des variantes liées à des contextes pédoclimatiques particuliers : des rotations longues (8 ans en moyenne) reposant sur la luzerne, et des rotations courtes (4-6 ans) basées sur des légumineuses à graines. Environ 50% des céréaliers bio franciliens pratiquent des rotations avec luzerne, celle-ci étant surtout commercialisée (Programme RotAB, 2011). La rotation type avec luzerne peut être plus ou moins longue suivant les cas, avec éventuellement (cf culture entre parenthèses) l'introduction de céréales secondaires : 2 à 3 ans de luzerne, blé, céréale secondaire, (céréale secondaire ou oléagineux), légumineuse, blé, (céréale secondaire), légumineuse, blé, (orge).

Les rotations sans luzerne sont pratiquées par l'autre moitié des céréaliers AB, qui pour des raisons de commercialisation, d'équipement et/ou de type de sol, ne peuvent pas cultiver de luzerne. La rotation type, alors basée sur l'introduction de légumineuses à graines (féverolle, pois), est généralement conduite sur 6 ans, mais elle peut être plus ou moins longue suivant les cas (cf. culture entre parenthèses) : légumineuse, blé, céréales secondaires ou oléagineux (tournesol, colza), légumineuse, blé, (céréale secondaire) (Programme RotAB, 2011).

En guise de précision, les cultures peuvent être semées en tant que culture de printemps associées à des cultures pièges à nitrate (CIPAN) ou en tant que cultures d'hiver (**Figure 1**).

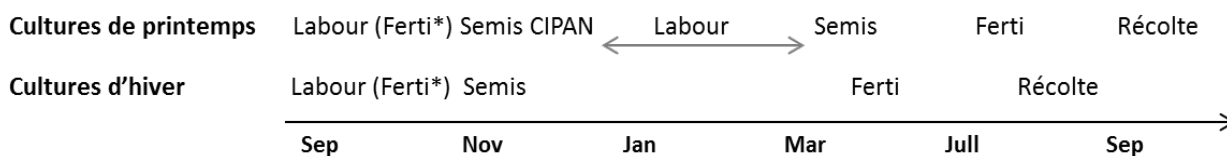


Figure 1. Temporalité des principaux travaux dans les champs pour les cultures de printemps ou les cultures d'hiver dans les systèmes de grandes cultures du bassin de la Seine (France). Les abréviations Ferti et Ferti correspondent à la fertilisation minérale et organique respectivement.*

3 Le projet ABAC

3.1 Un réseau collaboratif de recherche-action

L'objectif de durabilité des agrosystèmes conduit assez naturellement à renforcer les collaborations interdisciplinaires entre chercheurs agronomes et des autres disciplines. Mais l'implication des agriculteurs eux-mêmes dans les projets de recherche favorise aussi grandement l'innovation, l'accompagnement et le partage des connaissances. C'est dans ce contexte collaboratif que le projet ABAC (www.fire.upmc.fr/abac/) a été créé et financé par la région Ile-de-France (DIM-Astrea), l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) et Eau-de-Paris, en lien avec le thème « Agriculture » du programme PIREN-Seine. L'objectif de ce réseau de mesures, est d'acquérir des données pour quantifier la lixiviation sous-racinaire de l'azote dans les agrosystèmes. Pour ce faire, dix-huit exploitations agricoles en agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC) sont suivies dans différentes conditions pédoclimatiques dans la région Ile-de-France et ses régions périphériques au sein du bassin de la Seine. Compte tenu de l'importance des cultures céréalières dans cet espace, les exploitations de grandes cultures sont privilégiées. Ce grand panel de situations permet (i) de répertorier les pratiques réalisées par les agriculteurs selon différents contextes

pédoclimatiques (ii) de quantifier leurs impacts sur la lixiviation azotée (iii) et de comparer les performances des systèmes étudiés.

Ce projet est fédérateur car il implique les agriculteurs de divers territoires en Ile-de-France et alentour, l'AESN, les Fédérations d'agriculteurs, les Chambres d'Agriculture, etc. Il est participatif car les agriculteurs sont, autant que possible, impliqués dans les opérations d'échantillonnage et dans l'interprétation des résultats. Un comité de pilotage constitué de différents organismes (AB Picardie, Agro-transfert, AESN, Arvalis, Bergerie de Villarceaux, Chambres d'Agriculture de S&M, CNRS, Eau de Paris, Ferme expérimentale de Grignon, FNAB, GAB IDF, INRA, Irstea, UPMC), et des agriculteurs concernés, s'est réuni chaque année, afin de discuter des résultats et réorienter éventuellement le projet. D'ores et déjà, ce projet ABAC contribue donc à combler le déficit manifeste de données de référence concernant l'agriculture biologique, et à interpréter ses effets environnementaux en termes de qualité de l'eau.

L'observation dans des exploitations agricoles appartenant à des particuliers tient compte de la logique de divers acteurs, de leurs objectifs et de leurs contraintes. La négociation et la mise en place progressive du réseau avec les acteurs locaux nous a conduit à observer les pratiques des systèmes de production et à vérifier si elles étaient compatibles avec l'objectif à ne pas dépasser, dans l'eau infiltrée la norme de potabilité de $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (soit $11 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). De plus, afin d'évaluer l'impact d'un système de culture sur les fuites azotées, nous avons choisi d'étudier les rotations culturales dans leur ensemble, pour prendre en compte les bilans d'azote successifs des différentes cultures et périodes d'intercultures. Cette approche a été rendue possible par l'utilisation d'outils classiques en agronomie (observation de terrain, enquêtes en exploitation agricole, suivis d'un assolement moyen de l'exploitation, mesures des concentrations en nitrate dans les bougies poreuses, analyse de profils en azote) et de données climatiques.

Les exploitations agricoles que nous avons sélectionnées au sein du réseau ABAC suivent quatre conditions :

- Elles sont localisées dans le bassin de la Seine (région IDF et périphérie)
- Les exploitants ont donné leur accord pour réaliser le suivi en azote de leurs parcelles, et participent éventuellement aux prélèvements
- La profondeur des sols est supérieure ou égale à 90 cm
- Les rotations sont constituées principalement de grandes cultures céréalières

3.2 Localisation des exploitations

En 2013-2014, le réseau ABAC s'est agrandi avec un total dix-huit systèmes de cultures qui ont été suivies dans six pôles pédoclimatiques différents (**Figure 2 et Table 2**) :

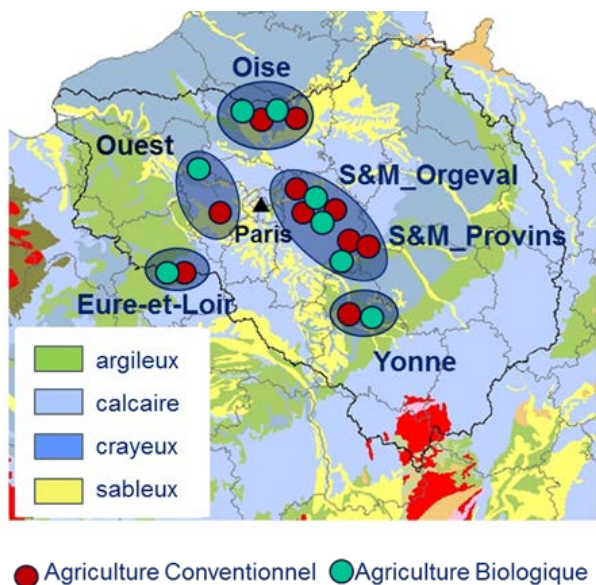


Figure 2. Carte lithologique du bassin de la Seine avec les exploitations agricoles équipées en 2012-2013 (gauche) et 2013-2014 (droite).

- (1) En Seine-et-Marne (S&M), dans le bassin de l’Orgeval où quatre exploitations ont été équipées, dont deux systèmes en AB et trois en AC ;
- (2) En S&M vers Provins, dans le bassin de la Voulzie, où trois exploitations ont été suivies ;
- (3) Dans l’Oise avec deux systèmes en AB et deux en AC ;
- (4) Dans l’Yonne, entre la Champagne crayeuse et la Champagne humide, avec un système en AB et un système en AC ;
- (5) Dans l’Ouest (Val d’Oise, Yvelines), dans un essai biologique et une exploitation expérimentale en AC ;
- (6) Dans l’Eure-et-Loir, un essai d’un lycée agricole, équipé sur 3 parcelles en AB et une en AC.

Table 2. Liste des exploitations biologiques, conventionnelles et mixtes dans les différents pôles pédoclimatiques étudiés.

Pôles	AB	AC	Mixte (AB/AC)
S&M_Orgeval	AB1	AC1, AC2	AB2/AC3
S&M_Provins	AB3	AC4, AC5	
Oise	AB4	AC6	AB5/AC7
Yonne	AB6	AC8	
Ouest	AB7	AC9	
Eure-et-Loir			AB8/AC10
Total systèmes	8	10	

Soit un total de 49 parcelles AB et 30 en AC. La présence conjointe de systèmes AB et AC dans chaque pôle pédoclimatique permet de mieux appréhender l’impact des systèmes AB dans des conditions pédologiques et climatiques spécifiques. Ce réseau a pour objectif d’être maintenu pendant trois années, soit jusqu’en 2016.

3.3 Description des systèmes de cultures étudiés au sein du réseau ABAC

La Directive Nitrate a caractérisé les engrais selon trois catégories : les fertilisants de type I, sont ceux qui contiennent de l'azote organique à vitesse de minéralisation lente et qui ont un rapport carbone sur azote supérieur à 8 (exemple : fumier de bovins), aussi appelés amendements ; les fertilisants de type II qui contiennent de l'azote organique à vitesse de minéralisation rapide et ont un rapport carbone sur azote inférieur ou égal à 8 (exemple : lisier de bovins) ; et les fertilisants de type III qui sont les fertilisants minéraux de synthèse (ammonitrate, urée ou des mélanges).

Contrairement à l'azote minéral, les quantités d'azote dans les engrais organiques varient selon leurs types. Afin de pouvoir estimer les quantités d'azote apporté, des analyses ont été effectuées par la chambre d'Agriculture de Seine-et-Marne ou par les agriculteurs. Au total six différents types d'engrais organiques ont été utilisés dans les exploitations étudiées, comportant des teneurs en azote et des C/N spécifiques (**Table 3**).

Type d'engrais organique	Teneur en azote dans matière brute (g/kg)	C/N total	Année d'analyse
vinasse de betterave	17.0	8.1	2013
fiente de volaille	43.1	7.1	2012
fumier cheval	7.1	8.9	2004
fumier de bovin	7.3	16.7	2005
digestat de méthanisation	13.1	11.8	2014
Lisier de bovins	4.5	10.2	2013

Table 3. Quantité d'azote contenu dans les engrais organiques couramment utilisés dans le réseau ABAC

De manière représentative de la région, les rotations étudiées en AB possèdent des rotations de 6-9 ans avec en tête de rotation, deux à trois années de luzerne, généralement exportée. Les doses appliquées en engrais organiques sont en moyenne de 33 ± 6 kg N.ha⁻¹.an⁻¹, allant de 0 à plus de 60 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. En AB, le non-labour est très rare, car le labour permet de « nettoyer » les parcelles des adventices en l'absence de traitement herbicide. Certaines exploitations pour être totalement autonomes n'utilisent que des légumineuses comme apport d'azote. La gestion des intercultures (variétés et durée d'implantation) varie selon les exploitations.

Les rotations AC sont plus courtes 2-5 ans avec une plus faible présence de légumineuse. La proportion des cultures suivies dans le réseau ABAC (2013-14) est proche de celle que l'on retrouve dans les différents départements du bassin de la Seine étudiés, soit 50% de l'assolement est dédié à la culture du blé, 14% à l'orge/escourgeon, 18% au maïs, 14% aux oléagineux et 4% aux protéagineux (**Figure 3**). Les techniques culturales simplifiées (TCS) et le non-labour sont pratiqués dans quelques exploitations. Les apports minéraux d'azote, effectués au printemps, dans les exploitations sont en moyenne de 150 ± 46 kg N.ha⁻¹.an⁻¹, allant de 110 à plus de 160 kg N.ha⁻¹.an⁻¹.

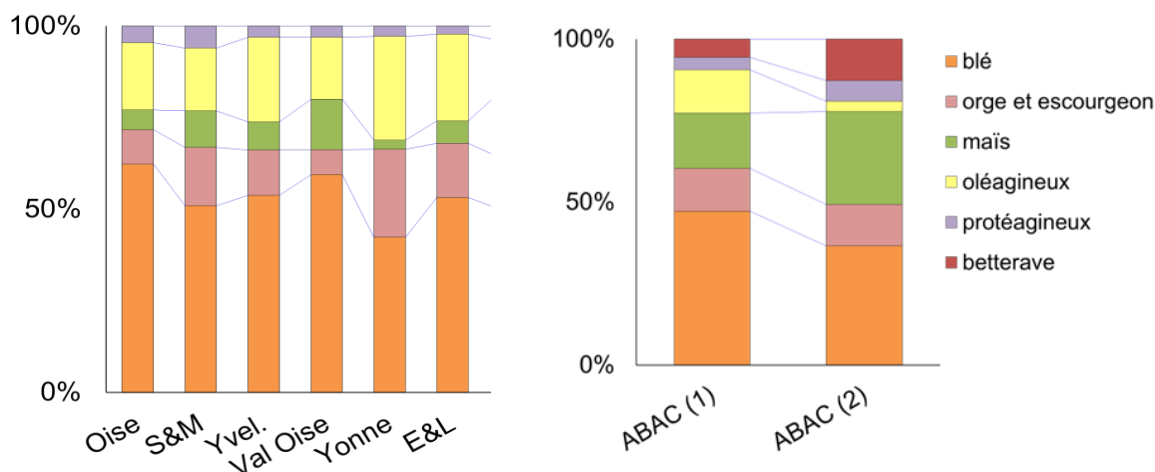


Figure 3. Proportion des cultures dans les six départements (Recensement Agreste 2012) et au sein du réseau ABAC 2013-14 (1) et 2014-15 (2)

4 Matériels et méthodes

4.1 Analyse de sols

Une description des propriétés physicochimiques des parcelles étudiées a été réalisée sur les trois horizons [0-30 cm ; 30-60 cm ; 60-90 cm] pour déterminer la granulométrie, le carbone organique (CO), l'azote total (N tot), ainsi que le pourcentage de Matière Organique (%MO), analyses réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras (LAS, INRA).

Lors de la pose et du retrait des bougies, des triplicats de sol (30 g) des trois horizons sont utilisés pour déterminer l'humidité et la teneur en matière organique (MO) par la méthode de perte au feu (PAF); les échantillons sont placés à 105°C (48h) et 450°C (4h) respectivement et pesés à chaque étape. Les concentrations en azote minéral du sol (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) sont déterminées après extraction au KCl, en plaçant 5 g de sol dans 20 ml de KCl (1M) pendant 2h sur une table agitante. Les suspensions sont centrifugées pendant 10 min à 3000 tours par minute et le surnageant est congelé à -18°C jusqu'à l'analyse avec un auto-analyseur (Gallery, Thermo Scientific™ Gallery™). Les densités apparente (Dapp) et les réserves utiles (RU) à la capacité au champs ont été estimés à partir de fonctions de pédotransfert (Bruand et al., 2004) (Table 4).

Table 4. Caractéristiques pédologique et hydrologique des pôles pédoclimatiques étudiés.

Paramètres du sol	Profondeurs (cm)	S&M	Oise	Yonne	Val d'Oise	Yvelines	Centre
Argile	0-30	20	24	19	18	24	30
g 100 g ⁻¹	30-60	23	27	24	24	24	30
	60-90	25	32	31	27	27	29
	Sable	0-30	11	9	24	8	13
g 100 g ⁻¹	30-60	10	7	21	7	14	9
	60-90	10	8	22	6	12	14
	CO	0-30	1.07	1.37	0.99	0.86	1.89
g 100 g ⁻¹	30-60	0.55	0.83	0.52	0.52	0.97	0.77
	60-90	0.43	0.52	0.35	0.44	0.55	0.46
	N tot	0-30	0.10	0.12	0.08	0.08	0.15
g 100 g ⁻¹	30-60	0.06	0.08	0.05	0.05	0.08	0.08
	60-90	0.05	0.05	0.03	0.05	0.04	0.04
	Dapp g cm ⁻³	0-90	1.53	1.54	1.53	1.53	1.53
RU mm	0-90	189	199	168	209	167	183

4.2 Protocole des bougies poreuses et analyse des concentrations

Nous avons retenu la méthode directe des bougies poreuses verticales pour estimer les fuites d'azote dans l'eau infiltrée, car elles se mettent en place rapidement, à faible coût d'investissement (main d'œuvre non comprise) et sans destruction des parcelles. En effet, une pose à la verticale nous a permis de ne pas engager d'importants travaux de terrassement dans les parcelles des agriculteurs, mais aussi d'effectuer des mesures peu après leur installation sans modification de la structure du sol. Toutefois, cette disposition verticale impose le retrait des bougies avant le labour, ce qui rend difficile le suivi à long terme.

Une bougie poreuse est formée d'une cupule cylindrique creuse, généralement collée à un tube de PVC fermée hermétiquement par un bouchon par lequel passent un ou deux tubes. La cupule est composée d'un matériau poreux, céramique en général, supposé inerte chimiquement. L'extraction de la solution du sol s'effectue par application d'une sous-pression à l'intérieur de la bougie, qui permet l'aspiration à travers la céramique de l'eau libre du sol. Même si la quantité d'eau dépend de la sous-pression appliquée, Poss et al. (1995) montre que les concentrations ne sont pas significativement différentes pour des sous-pressions comprises entre -0,4 et -0,6 bar.

Dans chaque parcelle, six bougies poreuses (3 mm de diamètre, 85 cm de long) ont été installées à la tarière manuelle sur chaque terme de la rotation, soit un total de 234 bougies installées en 2012-13 et 570 bougies en 2013-14. Le diamètre de la tarière est égal à celui des bougies, ce qui évite les infiltrations. Les bougies sont disposées en ligne, parallèlement au travail du sol, à un minimum de 14 m de la bordure du champ et en dessous de la surface du sol (5 cm) pour ne pas gêner le travail des agriculteurs. Les bougies sont préalablement lavées avant d'être installées dans les parcelles.

Le dispositif de bougies poreuses permet de récupérer l'eau sous la zone racinaire (soit une profondeur de prélèvements d'eau d'environ 90 cm), grâce à une dépression préalable (-800 mbar, pompe à vide électrique PAV 2000, SDEC) pendant une durée régulière de 48h avant les prélèvements. L'eau sous-racinaire est ensuite récoltée à l'aide d'un tube de prélèvement relié à un flacon de recueillement, lui-même relié à la

pompe à vide (**Figure 4**). Les prélèvements sont effectués une fois par semaine dès le début de la saison hydrologique puis tous les quinze jours. Lorsque les parcelles sont drainées, les sorties des drains des parcelles (90 cm) sont également prélevés pendant la période de drainage.

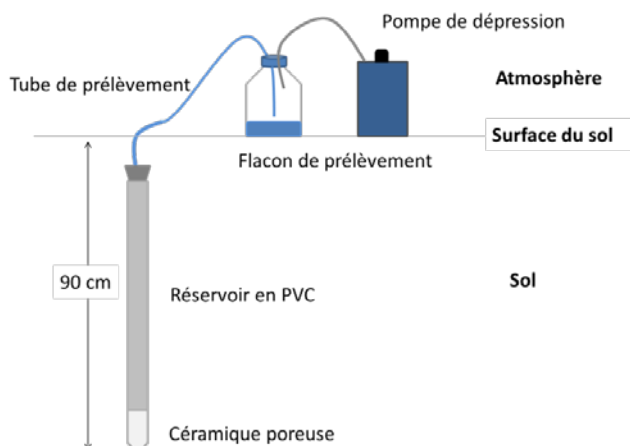


Figure 4. Schéma des instruments nécessaires pour le prélèvement d'eau sous-racinaire dans une bougie poreuse.

L'eau prélevée dans chaque bougie est congelée jusqu'à l'analyse des concentrations en azote inorganique (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) à l'auto analyseur. La méthode utilisée pour mesurer l'ammonium est basée sur le réactif de l'indophénol bleu (Slawyk and MacIsaac 1972). Les nitrites et les nitrates sont mesurés avec la méthode au sulphanilamide (Jones 1984). Les nitrates sont déterminés après réduction en nitrite. Le calcul des concentrations en nitrate de l'eau de percolation a été pondéré en fonction des dates de prélèvements sur la période de mesures. Le premier prélèvement dans les bougies en début de saison de drainage n'a pas montré d'anomalie par rapport aux suivants.

4.3 Calcul de la lixiviation par un modèle hydrique

En raison de la lourdeur des analyses permettant de connaître les propriétés de rétention en eau, les réserves utiles ont été déterminées par des classes de pédotransfert (Bruand et al. 1996 ; Wosten et al. 2001). En France, la fonction de pédotransfert établie dans l'Aisne par Jamagne et al. (1977) est toujours utilisée. Toutefois, sur les sols du bassin parisien, il a été montré que l'utilisation de celle-ci conduit à des biais d'estimation d'autant plus grands que les textures sont argileuses (Bruand et al. 2002). La classe de pédotransfert utilisée a donc été déterminée grâce à la base de données SOLHYDRO 1.0, qui rassemble 320 horizons prélevés principalement dans le bassin de Paris (Bruand et al. 2004).

Les transferts hydriques des solutés débutent quand l'humidité est égale à la capacité au champ, c'est-à-dire quand la réserve utile en eau du sol est remplie. La simulation de la lame drainante (LD) a été réalisée via une simulation *Stics* sur une couche de sol de 1 m, initialisé à la pose des bougies. La pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle journalières ont été mesurées par les stations météorologiques les plus proches. Un type de sol moyen a été caractérisé pour chaque exploitation dans les différents pôles pédo-climatiques (**Table 5**).

Table 5. Principales caractéristiques physicochimiques des sols étudiés dans les différents pôles pédoclimatiques.

Paramètres du sol	Profondeurs (cm)	S&M	Oise	Yonne	Val d'Oise	Yvelines	Centre
Argile	0-30	20	24	19	18	24	30
g 100 g-1	30-60	23	27	24	24	24	30
	60-90	25	32	31	27	27	29
Sable	0-30	11	9	24	8	13	8
g 100 g-1	30-60	10	7	21	7	14	9
	60-90	10	8	22	6	12	14
Carbone organique	0-30	1.07	1.37	0.99	0.86	1.89	1.39
g 100 g-1	30-60	0.55	0.83	0.52	0.52	0.97	0.77
	60-90	0.43	0.52	0.35	0.44	0.55	0.46
Azote total	0-30	0.10	0.12	0.08	0.08	0.15	0.13
g 100 g-1	30-60	0.06	0.08	0.05	0.05	0.08	0.08
	60-90	0.05	0.05	0.03	0.05	0.04	0.04
Densité g cm-3	0-90	1.53	1.54	1.53	1.53	1.53	1.58
Réserve Utile mm	0-90	189	199	168	209	167	183

Table 6. Résultat des lames drainantes simulées avec le modèle agronomique de l'INRA (Stics) dans les différents pôles pédoclimatiques.

Pôles pédoclimatiques	Lame drainante (mm)	
	2013-14	2014-15
Orgeval	125	171
Provins	160	149
Oise	162	81
Yonne	132	109
VdO	83	74
Yvelines	99	24
E&L	104	39

Les pôles pédoclimatiques ont été caractérisés via des analyses de sol (**Table 5**) et les données météorologiques de la station la plus proche (pluviométrie, évapotranspiration, température, vitesse du vent). Ces paramètres ont permis de simuler les lames drainantes dans les différents pôles à partir de la date de la pose des bougies (initialisation). Les LD simulées au cours des deux périodes de drainage ont été synthétisées **Table 6**. Au cours des deux années de mesure, les LD ont été simulées de déc-mars pour l'ensemble des pôles pédoclimatiques. En 2014-2015, les LD sont inférieures à celles simulées en 2013-2014, mis à part le bassin de l'Orgeval. Le pôle Ouest a été différencié selon la localisation des exploitations dans deux départements, Val d'Oise (VdO) et Yvelines. On note que les LD sont particulièrement faibles dans les Yvelines (24 mm) et dans l'Eure-et-Loir (39 mm), ce qui est en adéquation avec les observations du terrain, où le taux de remplissage était inférieur à 50% dans les bougies.

5 Les résultats des systèmes de cultures sur la contamination nitrique

5.1 Variations en fonction des cultures

Au sein des rotations biologiques et conventionnelles, on observe des concentrations sous-racinaires (CSR) variables selon les types de cultures similaires en 2013-14 et 2014-15 en AB (**Figure 5a, Figure 6a**) et AC (**Figure 5b, c et Figure 6b, c**). Dans l'ensemble des pôles pédoclimatiques, les CSR sont inférieures à 50 mg NO₃.L⁻¹ pour les cultures de légumineuses, le colza, l'orge et les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN). Les CSR sont supérieures à 50 mg NO₃.L⁻¹ pour les céréales après légumineuses et les cultures fertilisées à l'automne. Pour la rotation biologique type, le risque de contamination réside principalement dans le blé post luzerne qui n'absorbe pas l'ensemble de l'azote des légumineuses et les cultures fertilisées à l'automne avec des engrais organiques en fin de rotations. Pour les systèmes conventionnelles, on constate que selon le choix de la rotation mis en place aura un fort impact sur la contamination nitrique.

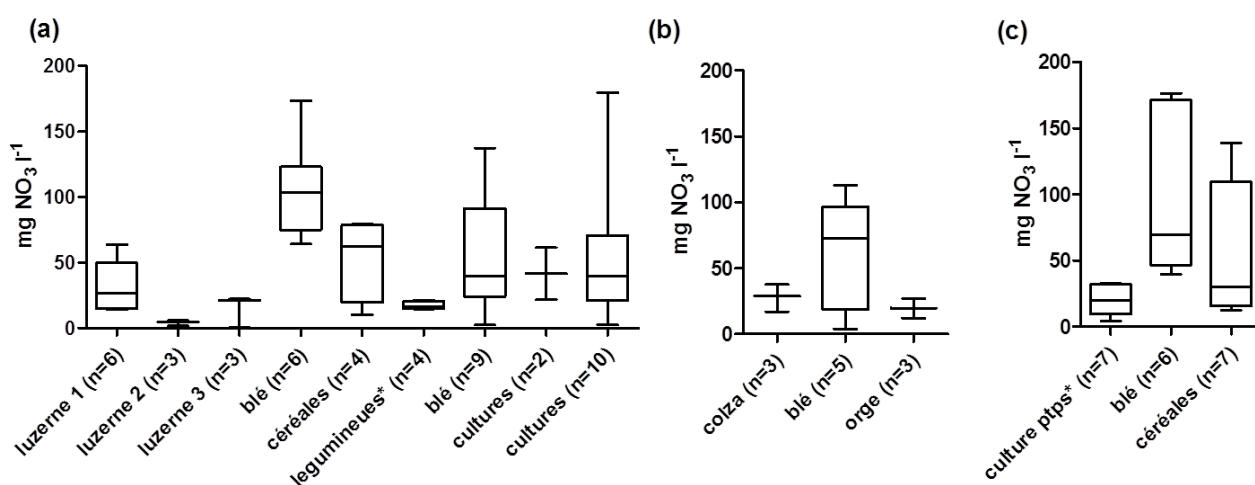


Figure 5. Concentrations sous-racinaires moyennes des cultures au cours des rotations types en AB (a) et en AC (b, c) au cours de la période de drainage 2013-2014.

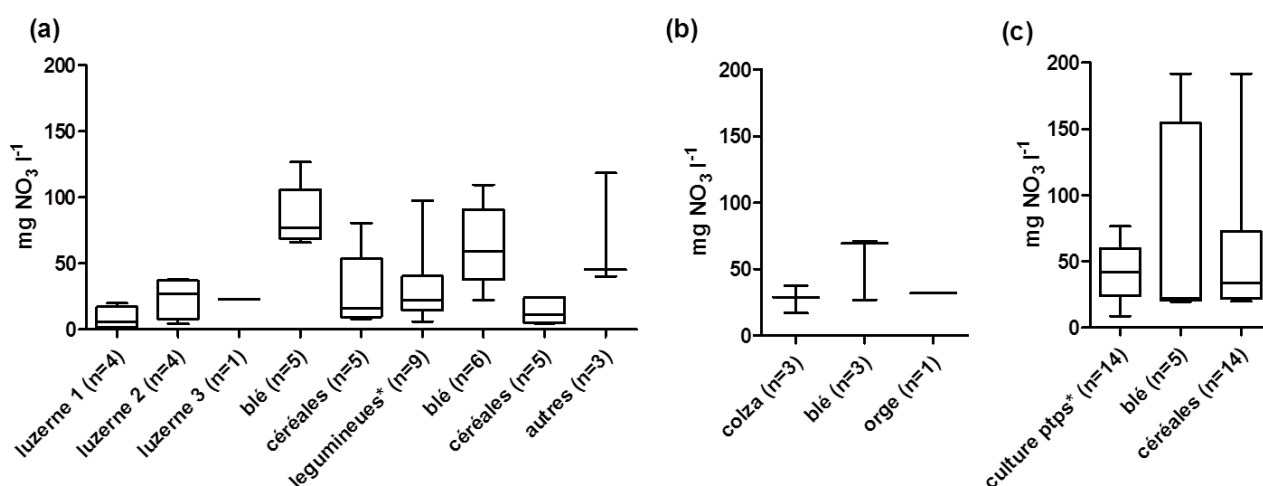


Figure 6. Concentrations sous-racinaires moyennes des cultures au cours des rotations types en AB (a) et en AC (b, c) au cours de la période de drainage 2014-2015.

5.2 Variations en fonction de la fertilisation totale

Les apports d'engrais organiques à l'automne ont été sujet à une étude à l'échelle de la parcelle sur les deux années 2013-2014 et 2014-2015 (**Figure 7**). En 2013-2014, le digestat de méthaniseur et le lisier appliqués sur les parcelles à l'automne (septembre) engendraient des CSR importantes dans les bougies, alors que les amendements (compost, fumier) engendraient des CSR plus faibles. L'apport d'engrais rapidement soluble (vinasse, digestat) avec la mise en place d'intercultures (IC) permettaient de réduire de 60% les pertes d'azote. En 2014-2015, la grande majorité des applications d'engrais organiques a été réalisée sur des IC ou des apports plus précoces (août) ce qui a permis de limiter les pertes d'azote liés aux apports organiques.

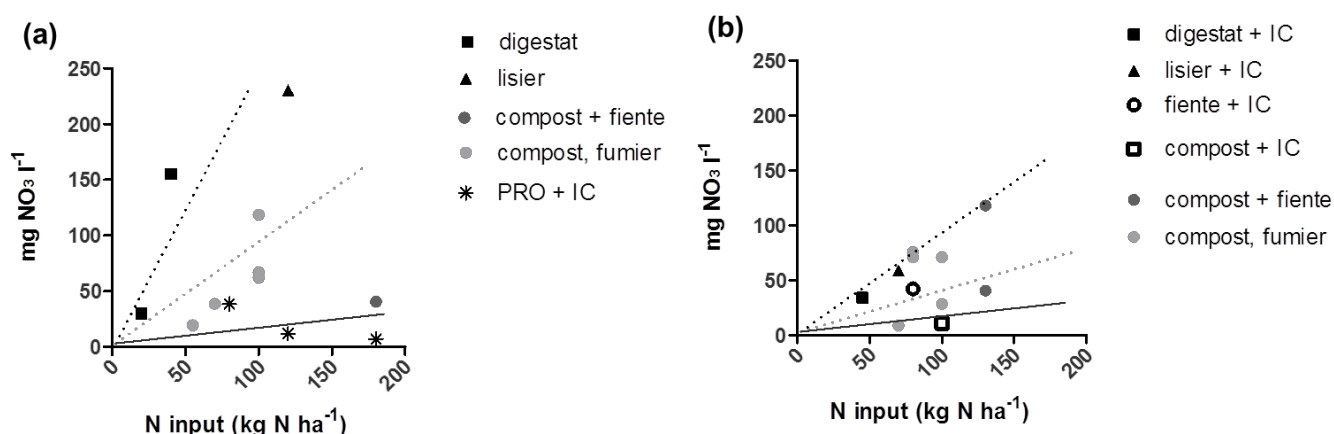


Figure 7. Concentrations sous-racinaires selon les types d'apports (organique, amendements et légumineuses) en fonction des doses.

5.3 Bilan des fuites d'azote dans les exploitations agricoles

Les concentrations des exploitations agricoles varient en fonction des itinéraires techniques et des pôles pédoclimatiques étudiés. Les résultats ont été détaillés pour les rotations en concentrations sous-racinaires (**Figure 8**) et en lixiviation (**Figure 9**). Afin de compléter les rotations dans les exploitations mixtes, les analyses ont été réalisées sur les deux périodes de mesures (2013-2014 et 2014-2015) avec une lame drainante moyennée pour le calcul de la lixiviation. Les essais expérimentaux ne sont pas présentés ici à l'échelle de la rotation, car ils ne présentaient pas les mêmes caractéristiques (pédoclimatiques et rotation des cultures).

Dans le bassin de l'Orgeval en 2014-2015, les concentrations sous-racinaires (CSR) de l'exploitation AB1 sont deux fois inférieures (33 mgNO₃.L⁻¹) par rapport à 2013-2014 (71 mgNO₃.L⁻¹) du faite d'une meilleure gestion des engrais organiques et de l'implantation systématique d'intercultures. Les CSR des systèmes AC1 (non labour) et AC2 (labour) présentant une rotation blé-maïs sont de 79 et 70 mgNO₃.L⁻¹ respectivement. L'effet du non-labour n'apparait pas comme un facteur important de réduction des pertes d'azote dans les hydrosystèmes. Le système mixte (AB2/AC3) présente des CSR proches pour les deux systèmes AB2 (43 mgNO₃.L⁻¹) et AC3 (41 mgNO₃.L⁻¹). Une hypothèse est que les pratiques se rapprochent pour les deux systèmes AB/AC, lorsqu'ils sont présents dans une même exploitation.

Dans le bassin de la Voulzie (Provins), les CSR moyennes sont de 26 mgNO₃.L⁻¹ en AB3, de 68 mgNO₃.L⁻¹ en AC4 avec semis direct et intercultures (IC) systématiques et de 39 mgNO₃.L⁻¹ en AC5 avec des apports

d'intrants minéraux inférieurs à 160 kgN.ha⁻¹. Le système AC4 présente en 2014-2015, des CSR importantes sur une culture d'hiver sans IC (à la différence des observations de 2013-2014 avec direct et IC).

Dans l'Oise, les CSR de AB4 sont de 33 mgNO₃.L⁻¹ pour un système avec de faibles apports exogènes et de 89 mgNO₃.L⁻¹ pour AC6 avec des apports minéraux et des apports organiques (digestat de méthaniseur). Pour ce qui est de l'exploitation mixte (AB5/AC7), on note de nouveau (cf. AB2/AC3) des CSR proches, égales à 47 mgNO₃.L⁻¹ (AB5) et 58 mgNO₃.L⁻¹ (AC7) en moyenne sur les deux années.

Dans l'Yonne, les CSR de l'exploitation AB6 sont de 36 mgNO₃.L⁻¹ et celles de l'exploitation AC8 de 26 mgNO₃.L⁻¹. Des CSR sont globalement faibles que dans les autres pôles.

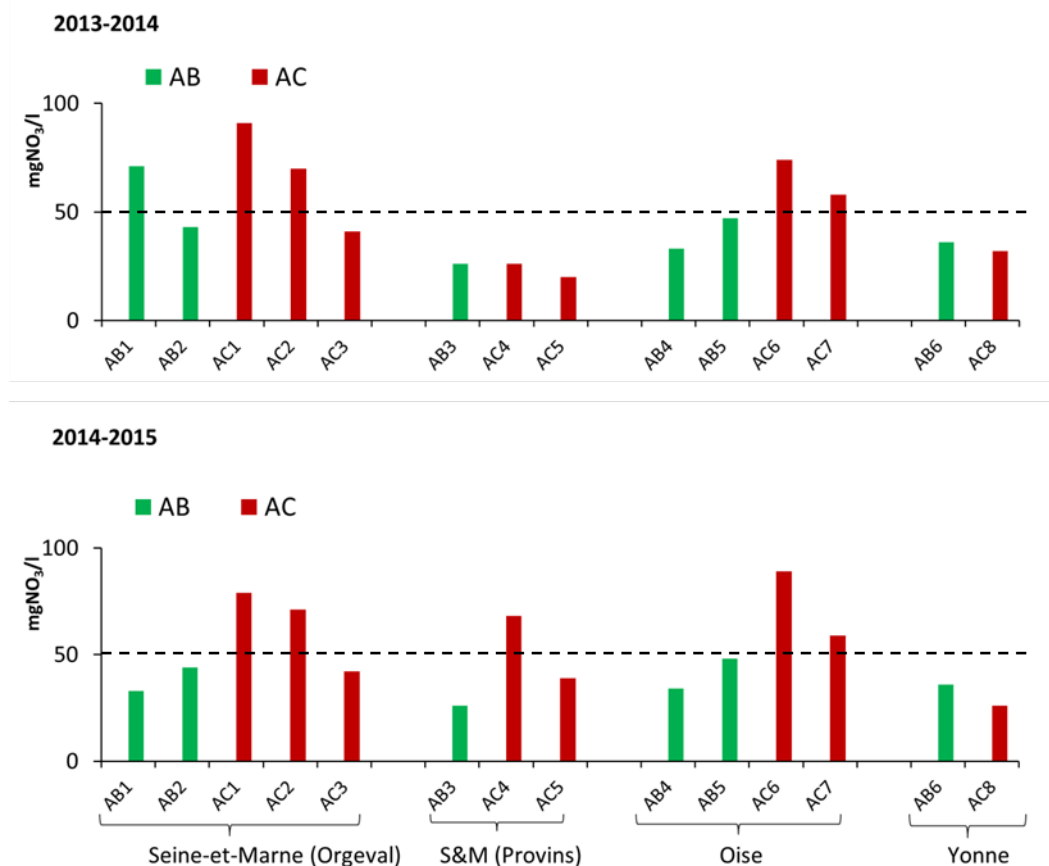


Figure 8. Concentrations sous-racinaires moyennes des exploitations agricoles biologiques (AB) et conventionnelle (AC) au cours de la période de drainage 2013-2014 et 2014-2015.

En termes de lixiviation, les CSR ont été multipliées à chaque prélèvement par les lames drainantes écoulées. Les différences entre les systèmes AB et AC dans chaque pôle sont les mêmes qu'en CSR, toutefois on observe des différences de pertes selon les années hydrologiques (**Figure 9**). Dans l'Orgeval, les systèmes AC ont des CSR plus faibles en 2014-15 (64 mgNO₃.L⁻¹) qu'en 2013-14 (67 mgNO₃.L⁻¹), mais la lixiviation est plus importante en 2014-15 (+ 2 kgN.ha⁻¹), du fait d'une plus importante lame drainante (171 mm > 125 mm). A l'inverse dans l'Oise, la lame drainante en 2014-15 (81 mm) est deux fois plus faible qu'en 2013-14 (162 mm), ce qui engendre des pertes inférieures d'azote (- 6 kgN.ha⁻¹) dans les systèmes AC malgré des CSR supérieures (74 mgNO₃.L⁻¹ en 2014-15 et 66 mgNO₃.L⁻¹ en 2013-14). Lorsque les lames drainantes sont

proches les deux années (Provins, Yonne), on observe peu de différences d'une année sur l'autre par rapport aux CSR.

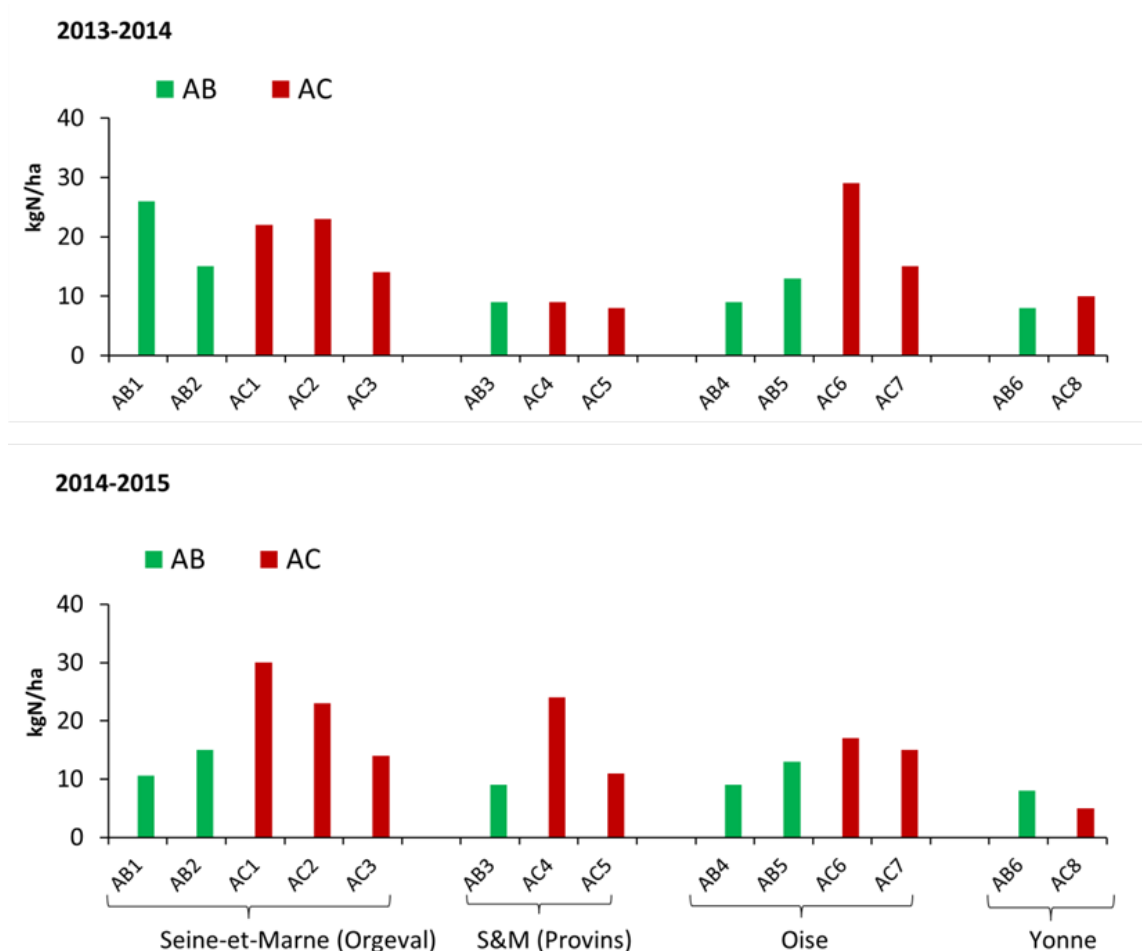


Figure 9. Lixiviations moyennes des exploitations agricoles biologiques (AB) et conventionnelle (AC) au cours de la période de drainage 2013-2014 et 2014-2015.

Au global, les fuites d'azote issues des systèmes biologiques sont de 11 ± 4 kg N.ha⁻¹ et 15 ± 7 kg N.ha⁻¹ en AC pour la période de drainage, soit une diminution significative de 26% dans les systèmes biologiques par rapport aux systèmes conventionnels.

Au cours de l'année 2014-2015, les CSR sont globalement inférieures dans les exploitations en AB (35 mgNO₃ l⁻¹) par rapport aux exploitations en AC (54 mgNO₃ l⁻¹), soit une diminution des pertes de près de 35% dans les systèmes AB. Selon les pôles pédoclimatiques, les différences sont plus ou moins marquées (**Table 7**). La même différence est observée en termes de lixiviation. Les flux moyens d'azote perdu pendant les 4 mois de mesures dans les systèmes AB et AC sont de 12 et 15 kgN.ha⁻¹ en 2013-14 et de 10 et 15 kgN.ha⁻¹ respectivement.

Table 7. Bilan des moyennes des CSR (écarts-types) des exploitations agricoles par pôle pédoclimatique

Pôles pédoclimatiques	CSR (mgNO ₃ l ⁻¹)		Lixiviation (kgN ha ⁻¹)	
	AB	AC	AB	AC
S&M_Orgeval	38 (6)	64 (19)	11	22
S&M_Provins	26 (8)	53 (21)	9	17
Oise	41 (10)	74 (16)	11	16
Yonne	36 (16)	26 (15)	8	5
EA moyenne	35 (10)	54 (18)	10	15

6 Conclusions et perspectives

6.1 Les acquis

En comparant les résultats obtenus à l'échelle de l'exploitation avec d'autres études réalisées en Europe, on observe une diminution dans les systèmes biologiques par rapport aux systèmes conventionnels, soit une réduction de la lixiviation du NO₃⁻ comprise entre -25% et -40%. Cette variation est due aux différentes pratiques des systèmes dans les études citées. Au niveau du réseau ABAC en 2013-2014, la lixiviation d'azote dans les systèmes biologiques est en moyenne -30% inférieure par rapport aux systèmes conventionnels, avec une certaine variation selon les exploitations et les pôles pédoclimatiques considérés.

Les pertes d'azote par lixiviation des rotations AB sont toutes inférieures ou égales aux pertes issues des exploitations conventionnelles dans les mêmes conditions pédoclimatiques. Les concentrations sous-racinaires les plus faibles (< 5 mg N l⁻¹) sont mesurées sous luzerne, ou sous une culture intermédiaire bien implantée. Par contre sous les blés semés en automne après retournement d'une légumineuse, des concentrations beaucoup plus élevées (> 15 mg N.l⁻¹) sont couramment observées.

Les pertes d'azote inférieures en AB sont principalement dues à de plus faibles apports d'engrais exogènes en AB (60 kg N.ha⁻¹) qu'en AC (160–200 kg N.ha⁻¹), ainsi qu'à une rotation plus longue laissant une large place aux légumineuses. Toutefois des arrières-effets peuvent donner lieu à une lixiviation importante après l'apport d'engrais organiques (fumier, compost) et l'incorporation régulière de légumineuses (luzerne, féverole, lentille).

6.2 Limites

Pour l'essentiel, nos travaux ont porté sur la mesure des flux dans des exploitations commerciales du bassin de la Seine. Pour ce faire, il a fallu contacter des agriculteurs afin qu'ils nous « accueillent » dans leurs champs et nous donnent accès à leurs itinéraires techniques (pratiques, rendements et analyses).

L'échantillonnage des fermes que nous avons suivies n'est donc pas exempt d'un biais lié au nécessaire volontariat des exploitants, qui peut impliquer que des agriculteurs déjà sensibilisés aux bonnes pratiques agricoles (très bas intrants, cultures intermédiaires systématiques) aient répondu positivement à nos sollicitations.

D'autre part, la nature participative du réseau ABAC que nous avons constitué, confère un caractère de recherche-action à notre travail: les agriculteurs, en échange permanent avec les différents partenaires du réseau (scientifique, gestionnaires des captages, chambres d'agriculture, fédération biologique), peuvent faire évoluer leurs pratiques selon les résultats obtenus sur leurs exploitations, que nous leur communiquons systématiquement. En conséquence, si lors de ces premières années, le réseau ABAC a constitué un observatoire des pratiques réelles (engrais vert, application d'engrais organiques facilement dégradable à l'automne), ces dernières tendent à évoluer au cours des années vers une meilleure efficacité de l'azote (intercultures comportant plusieurs variétés, mélange d'engrais organique et de compost). Ces deux facteurs pourraient avoir conduit à une sous-estimation des pertes environnementales réelles, en système conventionnel comme en système biologique.

Concernant le panel des exploitations étudiées, nous avons pu suivre uniquement des rotations biologiques longues « avec luzerne », car elles possédaient une profondeur de sol suffisante pour permettre l'implantation de bougies poreuses en dessous de la zone racinaire hivernale. Dans les sols semi profonds et superficiels, comme en Essonne (91), les exploitations biologiques sont souvent caractérisées par des rotations plus courtes, que nous n'avons donc pas pu caractériser, mais pour lesquelles les fuites d'azote pourraient être plus importantes.

L'expérimentation scientifique au sein d'exploitations commerciales, nous a obligés à utiliser des dispositifs légers qui n'entravent pas les travaux agricoles. Notre choix s'est donc porté, pour la mesure de la lixiviation, sur l'usage de bougies poreuses verticales, souvent réputées donner lieu à des écoulements verticaux préférentiels. Nous avons pu valider nos mesures grâce à la mesure parallèle de reliquats d'azote minéral à l'entrée de l'hiver.

6.3 Les perspectives

Comme déjà mentionné, le réseau ABAC constitue un lieu d'échange particulièrement riche entre agriculteurs, chercheurs et gestionnaires des ressources en eau, en partie grâce au comité de pilotage qui s'est déjà réuni trois fois. Les mesures réalisées dans les exploitations agricoles (azote, carbone, granulométrie, teneurs en eau, etc.) sont communiquées annuellement et individuellement aux exploitants sous forme d'un rapport personnalisé, et de manière anonyme lors des comités de pilotage scientifique et réunions informelles ou non, ainsi que lors des présentations à des colloques. Le réseau est maintenu dans son état actuel en cette période de drainage 2014-2015, et devrait l'être encore en 2015-2016 (financement Eau-de-Paris/AESN acquis), afin de mieux appréhender les variations climatiques et les arrières-effets des cultures. De plus, des stations météorologiques ont été installées dans chaque pôle afin d'améliorer les estimations des lames drainantes.

Des tours de plaine avec des groupes d'agriculteurs, des articles destinés à la profession, ainsi que des ateliers participatifs sont prochainement prévus. Ainsi le réseau ABAC pourra contribuer de façon efficace, et si possible dans la durée, à la réflexion menée sur la gouvernance territoriale nécessaire à mettre en œuvre les leviers de la transition vers une agriculture plus durable.

7 Références

Allard G, David C, Henning JC (2000) L'agriculture biologique face à son développement: les enjeux futurs. Editions Quae

Allen RG (2000) Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *J Hydrol* 229:27–41. doi: 10.1016/S0022-1694(99)00194-8

Berg M, Haas G, Köpke U (1999) Konventioneller, integrierter oder organischer Landbau: Fallbeispiel Wasserschutzgebiet am Niederrhein.

Bruand A, Duval O, Cousin I (2004) Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO : Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude Gest Sols* 11:3, 323–334.

Camargo JA, Alonso Á (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ Int* 32:831–849. doi: 10.1016/j.envint.2006.05.002

Diaz RJ, Rosenberg R (2008) Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321:926–929. doi: 10.1126/science.1156401

Garnier J, Billen G, Cébron A (2007) Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N₂O emission. *Hydrobiologia* 588:291–302.

Haas G, Berg M, Köpke U (2002) Nitrate leaching: comparing conventional, integrated and organic agricultural production systems. *Int Assoc Hydrol Sci Publ* 131–136.

Hansen B, Kristensen E, Grant R, et al (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

Jamagne M, Betremieux R, Begon JC, Mori A (1977) Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols.

Jones MN (1984) Nitrate reduction by shaking with cadmium: Alternative to cadmium columns. *Water Res* 18:643–646. doi: 10.1016/0043-1354(84)90215-X

Korsaeth A, Eltun R (2000) Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agric Ecosyst Environ* 79:199–214. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00129-8

Kristensen S, Mathiasen J, Lassen J, et al (1994) A comparison of the leachable inorganic nitrogen-content in organic and conventional farming systems. *Acta Agric Scand Sect B-Soil Plant Sci* 44:19–27.

Lamine C, Bellon S (2009) *Transitions vers l'agriculture biologique*. Editions Quae

Mondelaers K, Aertsens J, Van Huylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *Br Food J* 111:1098–1119.

Perrier A, Katerji N, Gosse G, Itier B (1980) Etude "In Situ" de l'évapotranspiration réelle d'une culture de ble. *Agric Meteorol* 21:295–311. doi: 10.1016/0002-1571(80)90073-4

Poss R, Noble AD, Dunin FX, Reyenga W (1995) Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. *Eur J Soil Sci* 46:667–674.

Rolland B, Oury F-X, Bouchard C, Loyce C (2006) Vers une évolution de la création variétale pour répondre aux besoins de l'agriculture durable? L'exemple du blé tendre. *Doss L'environnement L'INRA N* 30 79–90.

PIREN-Seine – Phase 6 - Rapport de fin de phase « Quelle agriculture pour demain ? »

Slawyk G, MacIsaac JJ (1972) Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep Sea Res Oceanogr Abstr* 19:521–524. doi: 10.1016/0011-7471(72)90019-8

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) Organic farming in Europe: economics and policy. Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Stuttgart

Stopes C, Lord EI, Philipps L, Woodward L (2002) Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use Manag* 18:256–263.

Wösten JHM, Pachepsky YA, Rawls WJ (2001) Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *J Hydrol* 251:123–150. doi: 10.1016/S0022-1694(01)00464-4

Emissions de protoxyde d'azote par l'agriculture¹

Joël Léonard^{*1}, Marie Benoit^{3*}, Céline Peyrard¹, Eric Gréhan², Bruno Mary¹, Josette Garnier³, Gilles Billen³, Abdelkader Azougui³, Benjamin Mercier³, Cyril Gisbert³

¹INRA UR 1158 AgroImpact, site de Laon, Pôle du Griffon, 180 rue Pierre-Gilles de Gennes, F-02000 Barenton-Bugny

²INRA, UR1158 AgroImpact, site d'Estrées-Mons, 2 Chaussée Brunehaut, F-80203 Péronne, France

³UMR Metis UPMC/CNRS, 4 place Jussieu 75005 Paris

* *leonard@laon.inra.fr, marie.benoit@upmc.fr*

Sommaire

1	Introduction	73
2	Processus et facteurs de régulations des émissions de N₂O.....	75
3	Sites d'étude, Matériel et méthodes	78
4	Résultats	81
5	Conclusions et perspectives.....	88
6	Références	89

1 Introduction

Les entrées d'azote dans les agrosystèmes conditionnent très fortement à la fois la production et les impacts environnementaux de l'agriculture. Parmi ces impacts environnementaux figurent les émissions de gaz à effet de serre, en particulier les émissions de N₂O, au potentiel de réchauffement très puissant (298 fois celui du CO₂) et dont l'agriculture est le principal poste contributeur à l'échelle globale (77.9%) (Johnson et al. 2007). Le N₂O est également aujourd'hui la première substance destructrice de l'ozone stratosphérique (Cicerone 1987; Ravishankara et al. 2009).

On distingue les émissions directes, lorsqu'elles sont émises par les sols des parcelles agricoles, et les émissions indirectes, lorsqu'elles sont émises dans certaines zones naturelles comme les zones humides, les étangs et les nappes perchées (Vilain et al. 2010; Passy et al. 2012). Toutefois les émissions directes sont prédominantes, et représentent au moins 50% des émissions de N₂O totales (Hertel et al. 2012; Jeuffroy et al. 2013).

La méta-analyse de Bouwman (1996) a mis en évidence une relation nette entre les entrées d'azote et les émissions de N₂O, avec une pente (facteur d'émission, EF) voisine de 1%, qui sert depuis de référence pour les inventaires d'émission (méthode Tier 1 IPCC). Une large variabilité peut cependant être observée autour de cette tendance générale. Cette variabilité a conduit à proposer des méthodes laissant plus de place à la

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Léonard J., Benoit M., Peyrard C., Gréhan E., Mary B., Garnier J., Billen G., Azougui A., Mercier B., Gisbert C., (2016) – Emissions de protoxyde d'azote par l'agriculture. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

prise en compte des spécificités de chaque agrosystème, soit à travers l'acquisition de références spécifiques pour l'estimation des facteurs d'émission (méthode Tier 2 IPCC) soit via l'utilisation de modèles validés dans un contexte donné (méthode Tier 3 IPCC). Les travaux récents montrent en particulier une accumulation de résultats avec des facteurs d'émission nettement inférieurs à 1%. Par exemple, Lebender et al. (2014) ont mesuré des facteurs d'émission variant de 0,10 à 0,37% dans le nord-ouest de l'Allemagne. Martins et al. (2015) ont obtenu des valeurs de 0.2% en moyenne dans le Cerrado au Brésil. En France, le projet NO GAS a permis de compiler des données pendant 2 ans sur 11 sites répartis sur le territoire. Les résultats vont également dans le sens d'émissions nettement plus faibles que les émissions estimées par la méthode Tier 1 IPCC. Cette tendance semble en particulier se vérifier pour les zones climatiques plus sèches (Snyder et al., 2009) et lorsque des mesures fréquentes (une par jour ou plus) sont disponibles (Bouwman et al., 2002).

Par ailleurs, la forte demande alimentaire et le fait que les entrées d'azote conditionnent à la fois la production végétale et les émissions de N₂O conduisent à raisonner l'impact de la fertilisation sur les émissions de gaz à effet de serre non en termes d'émissions de N₂O dans l'absolu mais en termes d'efficacité, en rapportant ces émissions à la production végétale (Van Gronigen et al., 2010). On cherche ainsi à concilier la réponse aux forts besoins alimentaires ou non alimentaires en production végétale et la nécessité de maîtriser les impacts sur l'environnement (Snyder et al., 2009). Les résultats convergent en effet pour montrer que le ratio émissions sur production reste assez stable sur une large gamme de niveaux de fertilisation, les plus élevés dans cette gamme étant compatibles avec une production intensive. Lebender et al. (2014) montrent par exemple que ce ratio est peu variable jusqu'à des niveaux de fertilisation du blé supérieurs à 200 kg N/ha et minimum pour une fertilisation de 127-150 kg N/ha. Au-delà d'un certain seuil de fertilisation ce ratio croît en revanche rapidement, d'abord par construction puisque la production figurant au dénominateur finit par plafonner, mais aussi parce que ce plafonnement réduit les prélèvements en azote qui devient ainsi plus disponible pour les processus de nitrification et dénitrification induisant des émissions de N₂O. Nadeem et al. (2014) concluent par exemple de leurs résultats qu'une réduction de 30 kg N/ha de la fertilisation du blé en Norvège (120 à 90 kg N/ha) permettrait de réduire de 30% les émissions de N₂O associées sans induire de baisse significative de la production. Identifier l'optimum de fertilisation permettant le meilleur compromis entre production intensive et limitation des émissions n'est cependant pas aisé dans la mesure où les conditions pédoclimatiques peuvent influencer fortement sur les réponses à la fertilisation de la production et des émissions de N₂O.

Cette problématique se pose a fortiori quand il est question de comparer les émissions de GES de l'agriculture biologique et de l'agriculture conventionnelle. De récentes méta-analyses ont mis en évidence les impacts particulièrement positifs de l'Agriculture Biologique (AB) sur la biodiversité de la flore et de la faune, l'activité microbiologique des sols et la réduction des pesticides (Stolze et al. 2000), mais avec des controverses concernant la lixiviation du NO₃⁻ et des émissions de N₂O (Mondelaers et al. 2009). En ce qui concerne les émissions de N₂O des grandes cultures biologiques en Europe, six publications scientifiques montrent là aussi une grande variabilité des résultats du fait des conditions expérimentales variées (Table 1). D'après l'ensemble de ces études, la moyenne des émissions est inférieure de 21% dans les systèmes AB par rapport aux systèmes en Agriculture Conventiennelle (AC).

Références	Localisation	Rapport AB/AC
Syväsalo et al, 2006	Finlande	1.17
Haas et Wetterich, 2000	Allemagne	0.74
Stalenga et Kawalec, 2008	Pologne	0.34
Flessa et al, 2002	Allemagne	0.83
Olesen et al, 2006	Pays-Bas	0.48
	Allemagne	0.64
	Autriche	0.60
Petersen et al, 2006	Autriche	2.06
	Danemark	0.73
	Finlande	0.92
	Italie	0.54
	Royaume-Uni	0.42
	Moyenne	0.79
	<i>ecart-type</i>	<i>0.46</i>

Table 1 : Synthèse des études ayant réalisées des mesures d'émission de N₂O parallèlement sur des systèmes en AB et AC.

L'expression des résultats par unité de production (yield-scaled losses) plutôt que par unité de surface (area-scaled losses), atténue quelque peu cet avantage de l'AB, les rendements étant en général plus faibles en AB dans les régions d'agriculture intensive (Allemagne, Danemark, Pays-Bas, France), notamment pour les céréales (-20%) (Lotter 2003; de Ponti et al. 2012, Flessa et al. 2002; Olesen et al. 2006; Skinner et al. 2014). Toutefois ces études scientifiques ont toutes été réalisées dans des sites expérimentaux et non dans des exploitations agricoles commerciales et les systèmes biologiques spécifiques du bassin de la Seine ne sont pas représentés.

Dans ce contexte, après une revue bibliographique sur les facteurs de régulation des émissions de N₂O par les sols, les objectifs des travaux menés sur le sujet dans le programme PIREN-Seine étaient 1) de quantifier la production et les émissions de N₂O ainsi que la réponse à une réduction de la fertilisation d'un système de culture conventionnel dans un contexte pédoclimatique représentatif du bassin de la Seine ; 2) d'évaluer la capacité du modèle de culture STICS à rendre compte des tendances observées et d'utiliser ce modèle pour étudier la relation entre fertilisation, production et émissions ; 3) d'évaluer les différences d'émissions entre systèmes conventionnels et systèmes biologiques en contexte d'exploitation réelle.

2 Processus et facteurs de régulations des émissions de N₂O

2.1 Les processus responsables des émissions

Les processus biologiques majeurs responsables des émissions de N₂O, sont la nitrification, la dénitrification et la nitrification-dénitrifiante (**Figure 1**).

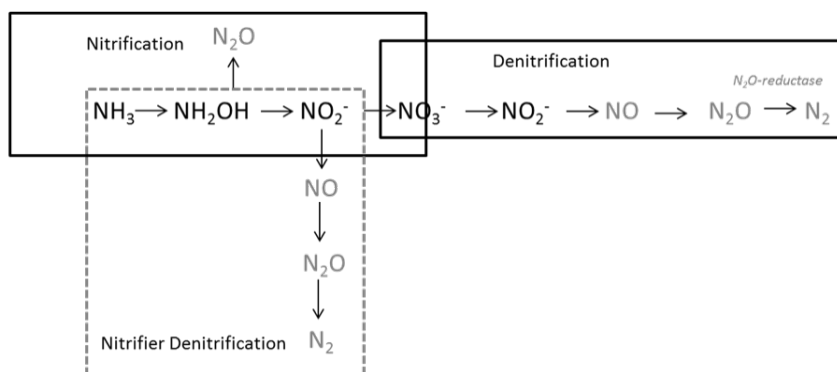


Figure 1 : Les processus biologiques principaux de la transformation de l'azote dans le sol. En noir, les molécules en phase liquide et en gris, les molécules en phase gazeuse.

2.1.1. La nitrification

La nitrification est due à des bactéries oxydant NH_4^+ en NO_2^- puis en NO_3^- en conditions aérobies. Les étapes successives de la nitrification se font par l'intermédiaire de deux familles de bactéries autotrophes présentes dans le sol : par exemple *Nitrosomas* pour la nitritation et *Nitrobacter* pour la nitratisation.

2.1.2. La dénitrification

La dénitrification est un processus respiratoire microbien au cours duquel les oxydes d'azote solubles (NO_3^- ou NO_2^-) sont transformés en composés gazeux : oxyde nitrique (NO), N_2O et/ou N_2 . Elle fait intervenir de nombreuses espèces bactériennes, majoritairement hétérotrophes (dont celles du genre *Pseudomonas*) (dont l'activité est maximale, dans des conditions d'anoxie, de présence de NO_3^- et d'une source de carbone assimilable). Les 2/3 de la microflore réduisent les NO_3^- en NO_2^- , mais seulement un faible pourcentage semble capable de réaliser toute la chaîne de réactions (Hénault et Germon, 1995), ce qui explique que la réaction s'arrête au stade NO ou N_2O , avant d'atteindre le stade de N_2 inerte. En conditions contrôlées, les émissions lors de la dénitrification sont près de 100 fois supérieures à celles des émissions de nitrification (Vilain et al, 2010).

2.1.3. La nitrification dénitrifiante

La nitrification dénitrifiante est une autre voie par laquelle les nitrites produits lors de la nitritation sont transformés en NO, N_2O et/ou N_2 . Ce processus peut contribuer jusqu'à 30% des émissions de N_2O en conditions d'anaérobiose avec peu de carbone (C) disponible (Wrage et al. 2001; Khalil et al. 2004; Kool et al. 2011).

2.2 Les facteurs de régulation

2.2.1. La teneur en oxygène

La disponibilité en oxygène dans le sol est difficilement mesurable sur le terrain et est généralement substituée par des mesures de taux de saturation en eau (appelé *water-filled pore space* en anglais, WFPS). Le degré de saturation du sol en eau est déterminant, la dénitrification disparaissant dans les sols dont le niveau d'humidité devient inférieur à 60-70% de capacité de rétention (Nommik, 1956), tandis que pour les teneurs comprises entre 30-70% la nitrification serait prédominante (Firestone et al. 1980; Bateman et Baggs

2005). Ainsi, il est fréquent d'observer des pics d'émission de N₂O lorsque les conditions d'humidité des sols apparaissent favorables à la dénitrification, notamment après des événements d'épisode pluvieux (Dobbie et Smith 2001).

2.2.2. Les apports d'azote et de carbone

Plusieurs études suggèrent que la biodisponibilité de l'azote et du carbone ont un effet direct d'accroissement des émissions de N₂O (Firestone et al. 1980; Myrold and Tiedje 1985), comme c'est le cas lors des apports de fertilisants organiques ou minéraux (Bouwman 1996; Mosier et al. 1998; Bouwman et al. 2002). Ces études soulignent que l'intensification et le développement de la fertilisation azotée sont générateurs d'émission de N₂O, tant pour les apports d'engrais azotés minéraux (Laville et al. 1999; Dobbie et Smith 2001) qu'organiques (Petersen 1999; Meng et al. 2005; Jones et al. 2007; Sanz-Cobena et al. 2012; Aguilera et al. 2013).

Hénault et al. (1998) ont montré que dans les sols fertilisés avec des engrais synthétiques, et lorsque les conditions d'humidité du sol sont favorables à la dénitrification, les émissions de N₂O sont linéairement liées aux apports d'azote avec un facteur d'émission de 0.4 à 0.7% de l'azote apporté transformé en N₂O, avec un fond d'émission en absence de fertilisation de l'ordre de 1.5 à 1.9 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

$$emm\ N-N_2O\ (kg\ N\ ha^{-1}\ an^{-1}) = 1.88 + 0.0042\ N\ (kg\ N\ ha^{-1}\ an^{-1},\ fertilisants).$$

Concernant les apports organiques, les facteurs d'émission de N₂O en fonction des apports azotée varient de 0.1-0.4% (urée), 0.1-1.4% (NH₄NO₃) et 1.3-4.3% (eaux usées), 0.2-0.5% (lisier), 0.5-2.6% (fiente de poules) (Sommer et al. 2004; Jones et al. 2007). Enfin, l'impact de l'enfouissement des cultures intermédiaires piège à nitrate (CIPAN) sur les émissions de N₂O reste modeste, avec un supplément d'émissions de 0.11 kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans l'année qui suit le retournement (Bertuzzi et al, 2012).

2.2.3. La température et le pH

Une corrélation positive entre la température (T°C) du sol et les émissions de N₂O a été observée entre 5 et 20°C en conditions contrôlées (Maag et Vinther 1996; Schaufler et al. 2010). Cette augmentation des émissions est à mettre en relation avec l'augmentation des activités de nitrification et de dénitrification (Knowles 1982). Toutefois très peu d'études ont exploré une large gamme de températures afin de tester les conditions limites de ces processus (Godde et Conrad 1999).

Sur le terrain, l'interaction entre la température et les émissions sont encore mal connues et les conclusions divergent quant à la relation des émissions de N₂O avec la température (Barnard et al. 2005). En effet, une méta-analyse montre que l'impact d'une augmentation de T (0.3-6.0°C) engendre une augmentation significative de la respiration du sol, de la minéralisation de l'azote et du développement des plantes (Rustad et al. 2001). Cette projection est en relation avec les modèles qui montrent que le réchauffement climatique augmente la vitesse des réactions microbiennes du fait d'une plus grande disponibilité des nutriments. D'autre part, une augmentation de 2°C sur une prairie a montré que les émissions de N₂O avaient tendance à décroître du fait de l'acclimatation des micro-organismes (Luo et al. 2001; Pendall et al. 2004).

Dans le cas d'une acidification (pH < 5), on observe un accroissement du ratio N₂O/(N₂O + N₂) du fait d'une modification des communautés bactériennes de la dernière étape de dénitrification (Čuhel et al. 2010).

3 Sites d'étude, Matériel et méthodes

3.1 Le dispositif expérimental du SOERE ACBB

Le site « grande culture » du SOERE ACBB, à Estrées-Mons en Picardie est un dispositif de 24 parcelles réparties en 4 blocs, mis en place en 2010 et permettant de comparer 6 traitements dont deux ont été mobilisés ici (T1, T4). Le sol est un limon profond de type luvisol orthique (FAO), avec une teneur moyenne en argile de 20%, une teneur en carbone organique de 1%, un C/N de 10, un pH de 8.

Le traitement T1 (référence) correspond à une rotation de 6 ans (pois, colza, blé, orge, maïs, blé) conduite de façon conventionnelle. Le sol est labouré annuellement, des cultures intermédiaires non légumineuses sont présentes chaque fois que cela est possible, les résidus de culture sont retournés au sol, et la fertilisation est raisonnée sur la base d'un bilan dynamique à l'aide du logiciel AzoFert. Le traitement T4 (bas intrants) ne diffère de T1 que par les entrées d'azote, qui représentent 1/3 seulement de la dose apportée à T1 en moyenne.

Les flux de N₂O ont été suivis à partir de l'implantation du colza (2011) à l'aide de chambres automatiques (n = 6 : 2 traitements x 3 répétitions) de grande taille (0.7 m x 0.7 m) permettant des mesures quasi continues (4/jour) (voir plus loin). Les contraintes d'alimentation électrique et de câblage ne permettant pas d'installer chaque réplicat sur un bloc différent, trois chambres ont été installées sur chacune des deux parcelles d'un même bloc correspondant aux traitements T1 et T4. Les 4 cinétiques de concentration enregistrées chaque jour pour chaque chambre (à l'aide d'un analyseur infrarouge Thermo 46C) sont traitées de façon semi-automatique pour obtenir un flux de N₂O via un ajustement linéaire ou exponentiel de la concentration en fonction du temps. Le choix du modèle tient compte à la fois de la comparaison des performances des deux modèles et de contraintes fixées à partir des connaissances sur la physique des transferts de gaz. Le flux moyen journalier est ensuite obtenu en moyennant les 12 flux ponctuels (3 chambres x 4 mesures par jour). Ces flux journaliers sont intégrés sur la durée des périodes d'intérêt, correspondant généralement à un cycle de culture ou d'interculture. Des mesures de température du sol, de teneur en eau, sont également effectuées en continu, ainsi que plus ponctuellement des mesures de concentration en azote minéral. Les biomasses aériennes et rendements en grains des cultures sont mesurés à la récolte par prélèvement sur placettes.

3.2 Le Bassin de l'Orgeval

Le bassin d'Orgeval est situé dans le bassin de la Seine, à 70km à l'Est de Paris, en S&M. C'est un bassin de référence où travaillent conjointement des équipes de recherche (IRSTEA, UPMC, CNRS, INRA, etc.). Ce bassin versant d'une superficie de 104 km² est occupé à 81% par des cultures, 7 % par des prairies permanentes, 11% par des forêts et 1% par des zones urbaines ou des routes.

Les conditions climatiques moyennes sur le bassin versant d'Orgeval correspondent à une pluviométrie de 677 mm, une ETP de 782 mm et une température de 11°C (mesures sur 30 ans à Boissy-le-Châtel, 48°49'15"N 3°08'19"E). Les aquifères de Brie et de Champagne sont les aquifères les plus proches de la surface. Le sol présente une texture limoneuse-argileuse, avec des couches d'argile en profondeur qui lui confère un comportement hydromorphe. Pour pallier à l'engorgement, des sols les parcelles cultivées sont drainées (90% de la SAU) drainées à 90 cm de profondeur (Tournebize et al., 2011). Ce sol est un luvisol glossique hydromorphe, selon la référence pédologique régionale de l'INRA-Orléans.

Plusieurs chambres ont été disposées selon différents usages du sol au sein du bassin de l'Orgeval : en forêt, en zone ripariennes, dans une exploitation conventionnelle (sans labour) et dans une exploitation mixte (biologique et conventionnelle) (Figure 2).

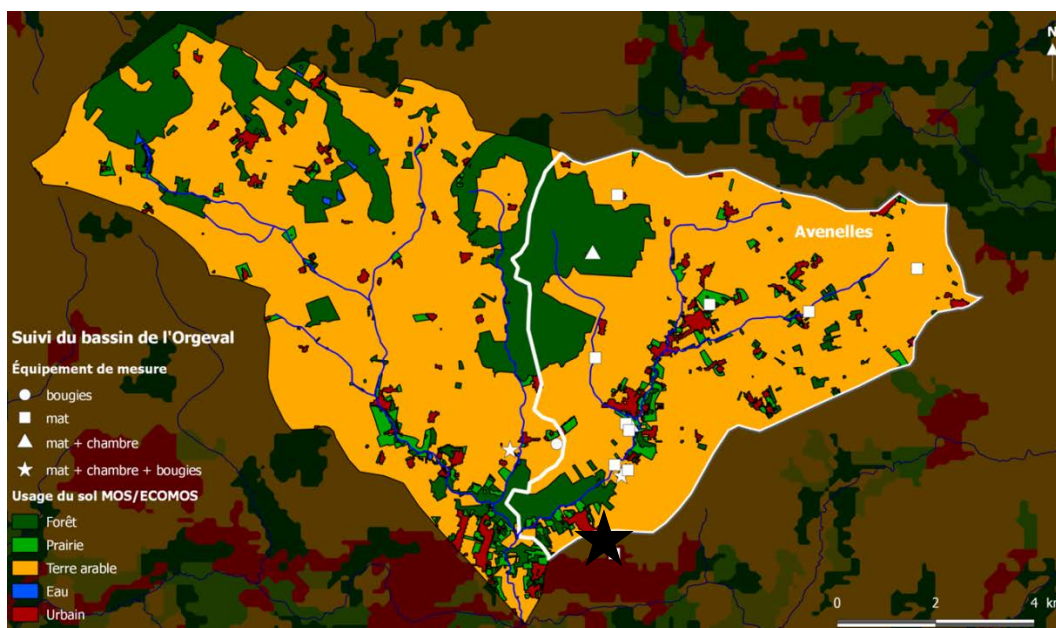


Figure 2 : Le bassin de l'Orgeval avec la localisation des différents équipements selon les différents usages de sol.

Dans le bassin de l'Orgeval, la polyculture-élevage a été remplacée par une production intensive de céréales, avec comme cultures principales : blé, maïs, betterave, féverole/pois sur des exploitations de 133 ha en moyenne (Nicola et al, 2011). L'agriculture biologique ne recouvre que 1.3% SAU (à l'échelle de la Seine et Marne) et elle est largement tournée vers les grandes cultures (86%).

L'exploitation agricole mixte (AB et AC) de grandes cultures céréalière de 280 ha, située proche du ru de Bourgogne, à Aulnoy (N 48° 50' 49.888'' E 3°5'21.134'') a été étudié depuis 2011 alors que les quatre autres sites (AC, forêt, prairie et zone riparienne) sont issus d'une étude récente (2014) dans le cadre du projet Escapade.

L'exploitation agricole mixte (AB/AC) a converti un quart de la surface (70 ha) en AB en 2009. La rotation en AB se réalise sur huit ans, et celle en AC sur trois ans. Nous avons équipé deux parcelles (AC et AB) en chambres d'accumulation manuelles et automatiques pour quantifier les émissions de N₂O, ainsi que deux autres parcelles AB en chambres manuelles. Deux stations météo (Campbell) permettant d'enregistrer les données météorologiques, comprenant un pluviomètre, des capteurs de température et d'humidité (air et sol), ainsi que les radiations solaires ont également été installées. En équipant plusieurs parcelles de l'assolement simultanément, on peut suivre la rotation de l'agriculteur en un temps plus court que la durée de la rotation. Ainsi au cours de ces trois années de mesures, cinq cultures en AB et trois en AC ont été suivies en chambres d'accumulation de GES.

Pour ce qui est des instrumentations plus récentes (2014), des jeux de cinq chambres d'accumulation de gaz manuelles ont été installés dans une exploitation conventionnelle possédant une rotation courte (maïs- blé) sans labour ; sur une bande enherbée ; en haut et bas de pente en prairies pâturées par des vaches allaitantes et en forêt. Des mesures ont été réalisées tout au long de l'année avec pas de temps moyen de 23 jours.

3.3 Mesure des émissions de protoxyde d'azote

L'accumulation passive du gaz dégagé sous des enceintes placées en surface du sol est la méthode la plus fréquemment utilisée pour déterminer les émissions de gaz à effet de serre, dont notamment le N₂O. Cette

méthode est décrite en détail dans Hutchinson et Livingston (1993). Une chambre consiste en un cylindre ou un cube ouvert sur deux faces avec un couvercle détachable au-dessus. La surface couverte est variable, de 0.01 à 1 m². Cette chambre est enfoncée dans le sol, et fermée hermétiquement pendant la durée de la mesure. Le gaz émis (ou consommé) par le sol s'accumule à l'intérieur de la chambre et est analysé en fonction du temps.

Les mesures de GES sur l'Orgeval sont effectuées en utilisant la technique des chambres d'accumulation statiques. Sur l'exploitation mixte, quatre séries de cinq chambres de base carrée (50 cm x 50 cm x 30 cm de hauteur) ont été implantées dans le sol à environ 15 cm, afin d'assurer l'étanchéité tout au long du développement de la culture. La stratégie avait été de placer une série de chambres manuelles sur les termes des rotations AB et AC, deux parcelles contiguës. En mars 2013, des chambres automatiques ont également été installées sur ces mêmes parcelles, dans le cadre du réseau EFEMAIR-N₂O (financé par l'ADEME, coordonné par laboratoire Agro-Impact de l'INRA-Laon). Les mesures sur le site du SOERE ACBB ont toutes été effectuées avec des chambres automatiques.

Le principe des chambres d'accumulation est de fermer hermétiquement un volume au-dessus d'une surface émettant ou consommant du gaz, à l'aide d'un couvercle équipé d'un septum permettant le prélèvement du gaz après accumulation. Lors des prélèvements manuels, quatre échantillons de gaz sont prélevés avec une seringue de 30ml dans chaque chambre (0, 10, 20, 30 minutes après fermeture, ou 0, 20, 40, 60 minutes lorsque le développement de la culture nécessite la mise en place de rehausses) ; les échantillons sont transférés dans un flacon préalablement mis sous vide de 12.5 ml (LabcoExetainer®) (Figure 3a). Ces prélèvements sont effectués tous les quinze jours afin d'assurer un suivi régulier et d'estimer au mieux les émissions gazeuses (Laville et al. 1999; Hénault et al. 2005; Vilain et al. 2010). Les concentrations en N₂O gazeux (mais aussi en CO₂ et CH₄) sont mesurées à l'INRA de Grignon (collaboration avec Pierre Cellier et Céline Decuq). Les émissions de N₂O sont déterminées à partir de cinq réplicats par parcelle.

Les chambres automatiques (70 cm x 70 cm x 22 cm de hauteur) permettent d'effectuer journalièrement 4 mesures de 20 min dans chaque chambre. L'air passe à travers l'analyseur de CO₂ (LiCor 820: LiCor Biosciences, Lincoln, NE USA) et de N₂O (Thermo 46C: Thermo Electron, Saint Aubon, France) avec des capteurs de sensibilité d'environ 0.5 ppm et 2 ppb respectivement (Oorts et al. 2007) (Figure 3b). A partir de juin, les parties aériennes des cultures dépassant la hauteur des chambres, sont régulièrement coupées afin de permettre une fermeture étanche des chambres. Les flux de CO₂ et de N₂O sont calculés via un modèle de régression linéaire ou exponentielle.

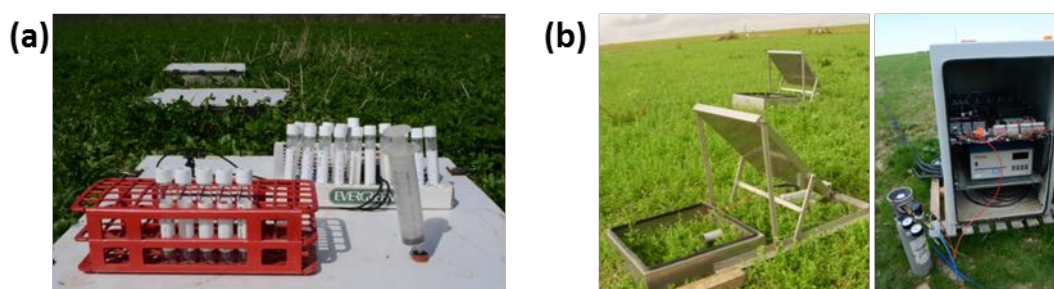


Figure 3 : Photos des prélèvements de GES dans les chambres manuelles (a) et en chambres automatique avec l'analyseur par spectrométrie infra-rouge.

3.4 Le modèle STICS

Le modèle STICS (Brisson et al., 2008) est un modèle permettant de simuler de façon générique le développement de différentes cultures, les flux d'eau, de carbone et d'azote, en fonction des conditions pédoclimatiques et des pratiques agricoles. Il a fait l'objet d'une récente évaluation qui a permis de mettre en

évidence sa capacité à rendre compte du fonctionnement d'une gamme étendue d'agrosystèmes en France (à la fois en termes de conditions pédoclimatiques et de pratiques) sans impliquer de calibration locale (Coucheney et al., 2015). L'incorporation du module de simulation des émissions de N₂O décrit dans Bessou et al. (2010) permet de simuler également les émissions de N₂O issues des processus de nitrification et de dénitrification dans les sols.

Le modèle STICS a été utilisé avec son paramétrage standard, sans calibration préalable, pour simuler les émissions de N₂O pour les deux traitements T1 et T4 étudiés et permettre la comparaison avec les émissions observées en termes de niveaux d'émission et d'effet de la fertilisation. La simulation a été démarrée dans les deux cas avant la mise en place des traitements, en 2008, et les différents cycles culturaux ont été enchaînés, les variables d'état en fin de simulation n devenant les conditions initiales de la simulation $n+1$. Cela permet de tenir compte au mieux des effets des pratiques (par exemple l'effet de la restitution des résidus de culture) et de limiter l'influence des conditions initiales sur les résultats.

L'influence de la fertilisation sur la production végétale, les émissions de N₂O et le ratio émission sur production a été étudiée en détail par simulation dans deux cas : une culture de blé et une culture d'orge. Une très large gamme d'apports d'azote a été testée : de 0 à plus de 1000 kg N/ha, sans faire varier les dates d'apport par rapport à ce qui avait été réalisé, ni la répartition de la dose entre les différents apports ou la forme de ces apports.

4 Résultats

4.1 Mesure des émissions de N₂O en rotation conventionnelle

Les mesures d'émissions de N₂O cumulées pour chaque cycle cultural et les deux traitements T1 et T4 de l'essai du SOERE ACBB (du colza au maïs inclus, 37.4 mois de suivi) sont présentées dans la Figure 4. Le cumul des émissions sur l'ensemble de la rotation est respectivement de 2511 g N-N₂O/ha et 1133 g N-N₂O/ha sur T1 et T4. Même dans le cas du système conventionnel le plus émetteur, ces émissions restent relativement faibles, puisqu'elles représentent 0.8 kg N-N₂O/ha/an. Selon la méthode IPCC, en prenant un facteur d'émission de 1%, les émissions à l'échelle de la période suivie représenteraient au moins 4.8 kg N-N₂O/ha (1% de 480 kg N/ha, sans compter les autres sources d'azote ou les émissions de base du sol) soit 1.5 kg N-N₂O/ha/an. Le faible niveau d'émission observé est cohérent avec une grande partie des résultats récents obtenus avec des mesures continues, et avec les résultats obtenus en France dans le projet NO GAS (auxquelles ces mesures ont contribué).

Le second élément important est l'effet marqué de la fertilisation, visible dès les premières mesures et qui se maintient dans le temps. Au total sur la période considérée, les entrées d'azote par fertilisation sont de 480 kg N/ha sur T1 et 150 kg N/ha sur T4, soit un rapport T4/T1 de 31%, ce rapport étant de 45% pour les émissions de N₂O. La réduction des émissions est donc du même ordre que celle de la fertilisation, bien que moindre. Les émissions observées pendant les périodes d'interculture, qui restent assez significatives malgré l'absence d'apport d'azote, suggèrent des émissions de base assez fortes qui pourraient expliquer que la réduction des émissions n'est pas proportionnelle à la réduction de la fertilisation. Lorsqu'on met en relation les entrées d'azote de chaque cycle de culture ou interculture avec les émissions correspondantes, on obtient une relation linéaire nette ($R^2 = 0.78$), avec une pente de 0.29% et une ordonnée à l'origine de 0.18 kg N-N₂O/ha (voir figure 3). Cela confirme que les émissions de base sont significatives, compte tenu du faible niveau d'émission, et que le facteur d'émission est faible (0.29%) et cohérent avec les mesures récentes mentionnées dans l'introduction. Ce faible facteur d'émission combiné au fort poids des émissions de base explique que la réduction des émissions est inférieure à la réduction de la fertilisation.

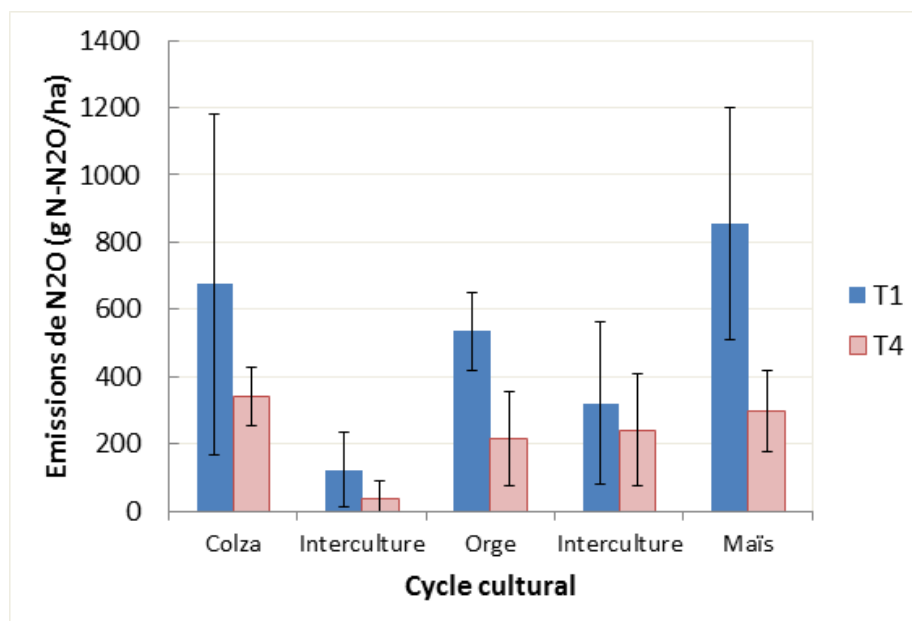


Figure 4 : Émissions de N₂O pour les traitements conventionnels (T1) et fertilisation réduite (T4) et pour les différents cycles culturaux.

Lorsque les émissions de N₂O sont rapportées à la production de grain pour chacun des traitements, l’effet de la fertilisation sur les émissions est encore atténué : les émissions par unité de production représentent sur T4 64% en moyenne de celles observées sur T1 (figure 5), contre 45% lorsqu’on considère les émissions par unité de surface. Cette atténuation est liée à l’effet de la réduction de la fertilisation sur le rendement, celui-ci n’étant sur T4 que 75% de celui sur T1.

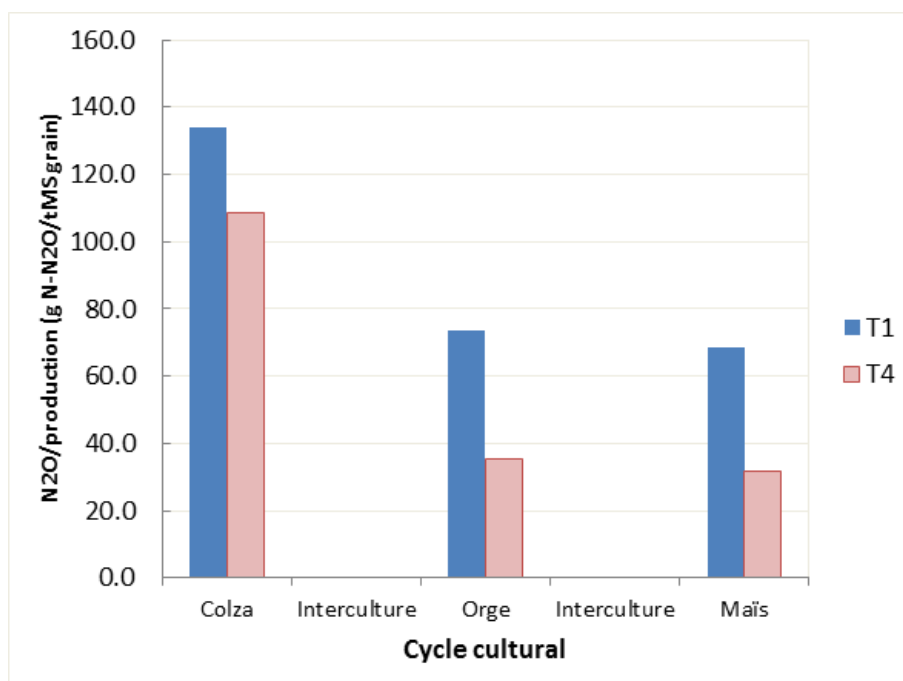


Figure 5 : Émissions de N₂O rapportées à la production de grain pour les traitements conventionnel (T1) et fertilisation réduite (T4) et pour les différents cycles culturaux.

4.2 Exploration de l'effet de la fertilisation à l'aide du modèle STICS

Sur l'ensemble de la période, les émissions de N₂O simulées sont de 1244 g N-N₂O/ha pour T1, et de 684 g N-N₂O/ha pour T4. Ces émissions sont donc sous estimées d'un facteur 2 environ, ce qui n'est pas surprenant compte tenu de l'absence de calibration. Les émissions sont moins fortement sous estimées en période de culture qu'en période d'interculture où le modèle peine à restituer les fortes émissions observées. Cette difficulté à simuler les émissions de base en période d'interculture contribue ainsi significativement à la tendance générale à la sous-estimation. En revanche, l'amplitude relative de la réduction des émissions associées à la réduction de fertilisation est bien restituée : les émissions simulées sur T4 représentent 55% des émissions simulées sur T1, contre 45% dans le cas des observations.

La figure 6 montre la relation entre entrées d'azote et émissions simulées et observées (T1 et T4 confondus). On retrouve la tendance évoquée à la sous-estimation par le modèle, avec un décalage vers le bas des valeurs simulées. L'ordonnée à l'origine de la relation entre entrées d'azote et émissions de N₂O simulées est beaucoup plus proche de 0 que celle issue des données observées. Cela est cohérent avec la difficulté à simuler les émissions en période d'interculture, où les entrées d'azote autres que la minéralisation sont nulles. La pente de la relation (facteur d'émission) est en revanche remarquablement similaire à celle provenant des données observées, ce qui permet de déduire que le modèle restitue bien l'effet azote sur les émissions.

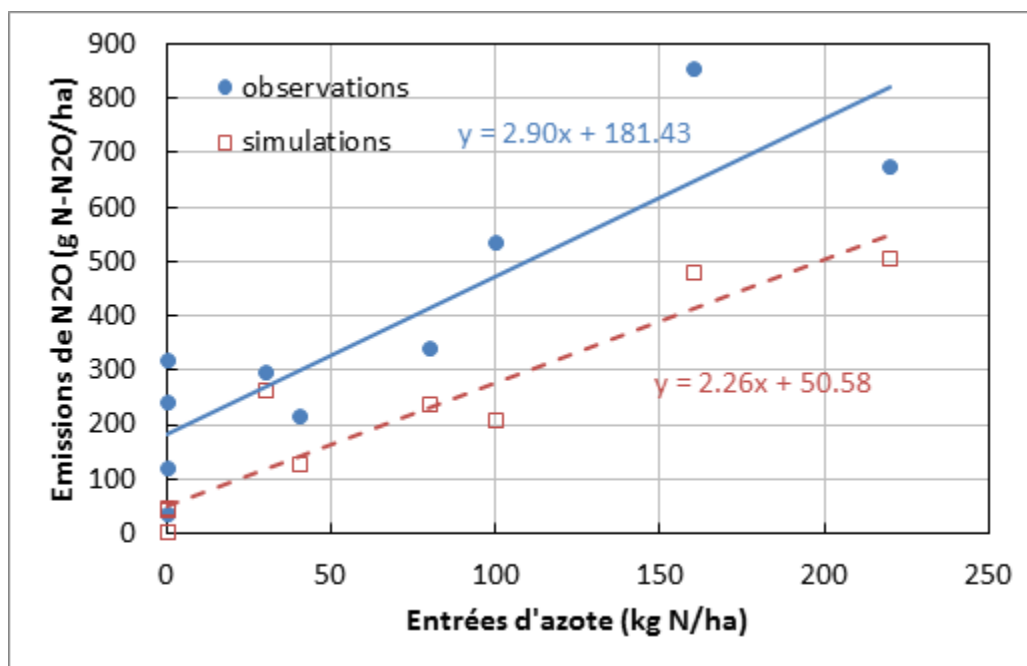


Figure 6 : Relation entre les entrées d'azote et les émissions observées et simulées à l'échelle du cycle cultural.

Cette capacité à rendre compte de l'effet « entrée » d'azote sur les émissions a été mise à profit pour analyser plus finement la relation entre fertilisation et émissions, en particulier entre la fertilisation et les émissions par unité de production, pour deux exemples de cultures (blé et orge). Dans les deux cas étudiés, les émissions de N₂O simulées ne sont pas nulles en l'absence de fertilisation (figure 7), ce qui traduit une disponibilité en azote minéral issu de la minéralisation. Elles augmentent ensuite régulièrement avec les entrées d'azote, l'accroissement additionnel des émissions lorsque les apports d'azote excèdent nettement les

besoins de la culture étant peu marqué. La production de biomasse ou de grain est nettement inférieure à la moitié du maximum lorsque la fertilisation est nulle. Elle plafonne pour des niveaux de fertilisation très élevés, voisins de 400 kg N/ha. Dans le cas de l'orge, les émissions par unité de production sont dans un premier temps, stables et relativement indépendantes du niveau de fertilisation, avant d'augmenter avec celle-ci au-delà d'un certain seuil. Dans le cas du blé, l'augmentation des émissions par unité de production avec la fertilisation semble se produire dès le départ et rend plus difficile l'identification d'un optimum de fertilisation.

Une alternative à la figure 6 est la représentation de la relation entre émissions de N₂O et production pour différents niveaux de fertilisation azotée. Comme le montre la figure 7, les émissions de N₂O augmentent alors de façon continue avec la production dans les deux cas, et il est possible d'identifier deux phases distinctes. Dans une première phase, les émissions augmentent faiblement et linéairement avec la production : les points sont alignés sur les droites figurées en pointillés. Le moment où les points commencent à se détacher de ces droites permet d'identifier un seuil au-delà duquel l'accroissement des émissions s'accélère, cet accroissement devenant indépendant de la production lorsque celle-ci a atteint son maximum. Il est intéressant de noter que dans les deux cas, le seuil détecté est proche du niveau de fertilisation appliqué dans l'expérimentation pour une conduite conventionnelle raisonnée.

Si le niveau de base des émissions est élevé, comme dans le cas de l'orge ici, l'accroissement du rendement avec la fertilisation va être plus rapide au départ que celui des émissions. Les émissions par unité de production vont alors rester stables ou décroître, avant de d'augmenter à nouveau, ce qui peut donner l'illusion d'un optimum de fertilisation minimisant le ratio émissions sur production tel qu'observé pour l'orge sur la figure 4. Cet effet sera renforcé si le rendement pour de faibles niveaux de fertilisation est très faible. Avec un niveau de base d'émission tendant vers zéro, la production et les émissions vont augmenter simultanément dès le départ, et il sera difficile d'identifier cette valeur apparemment optimale des émissions par unité de production. La représentation illustrée par la figure 5 est moins trompeuse : dans la première phase, et dans les deux cas, les variations des émissions sont en effet régulières et restent limitées, sans optimum identifiable. En revanche, le seuil entre la première et la seconde phase correspond à un changement marqué qui, lui, permettrait de définir un optimum de fertilisation pour maximiser l'efficacité de la production par rapport aux émissions de N₂O.

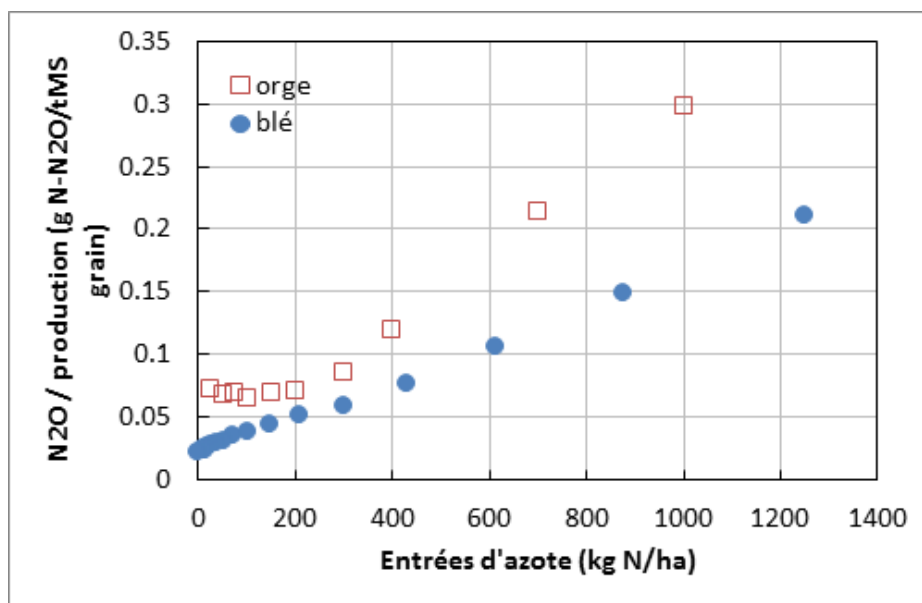


Figure 7 : Relation entre les entrées d'azote et les émissions rapportées à la production de grain.

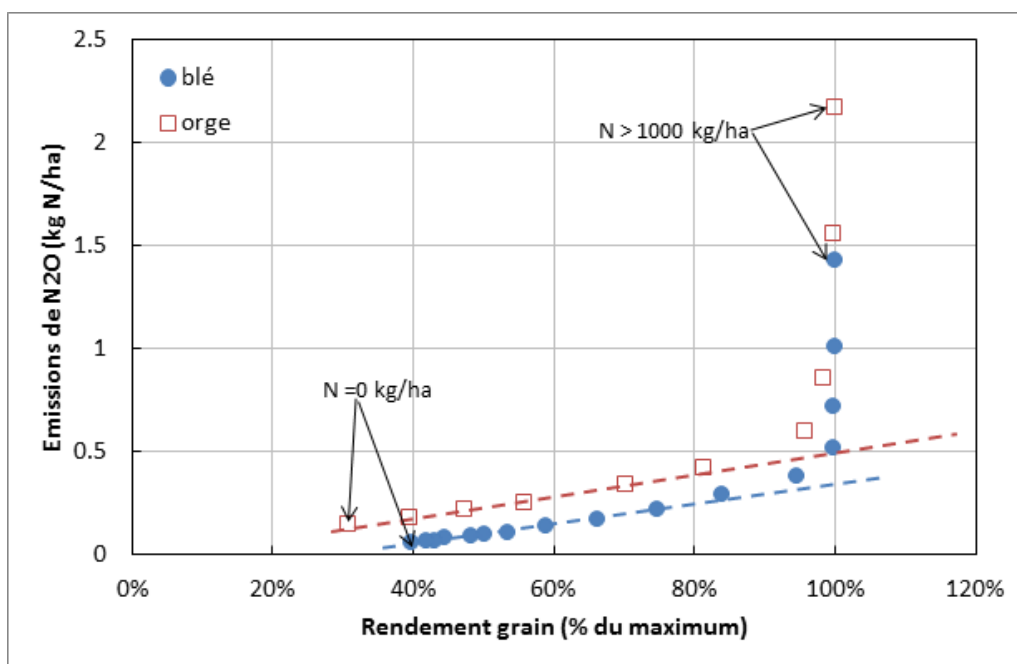


Figure 8 : Relation entre émissions de N₂O et niveau de production.

4.3 Comparaison d'une rotation biologique et conventionnelle

L'équipement de plusieurs parcelles d'une exploitation mixte AB/AC en Brie, nous a permis d'appréhender les fuites d'azote selon les différents termes d'une rotation biologique et d'une rotation conventionnelle, autant pour les émissions de N₂O que pour la lixiviation du nitrate grâce aux concentrations sous-racinaires (CSR), que nous n'expliquerons pas ici mais qui a fait l'étude détaillée dans Benoit et al. (*soumis*).

Deux types de chambres d'accumulation de GES ont été utilisés au cours de ce travail. Les mesures réalisées en chambres manuelles montrent les mêmes tendances de flux que ceux mesurés en chambres automatiques, cependant, elles ne prennent pas en considération les faibles variations journalières (Figure 8). Cette différence de méthodes peut conduire à sous- ou surestimer les émissions dues à l'apport des fertilisants et donc à sous- ou surestimer le cumul des émissions à l'année.

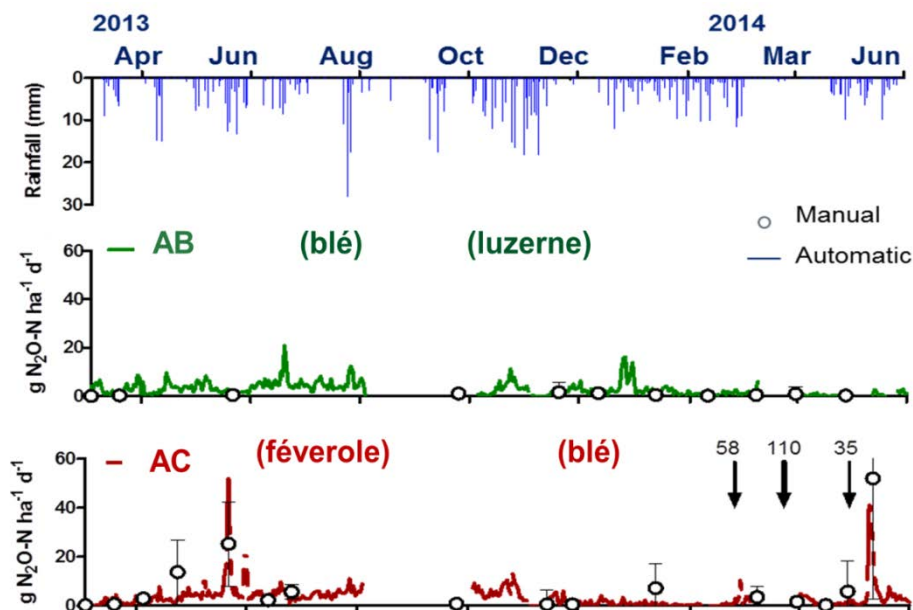


Figure 9 : Flux de N_2O en chambres automatiques et manuelles dans une parcelle en AB et en AC. Les flèches correspondent aux apports d'azote minéral

Les émissions de N_2O varient selon les cultures de la rotation, en lien avec différents niveaux de fertilisation (organiques ou minérales). Les cultures non fertilisées comme la luzerne ont des niveaux d'émissions les plus faibles (0.07 et $0.34 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). A l'inverse l'apport d'engrais organique à l'automne peut engendrer des émissions tout aussi importantes ($1.10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) que les émissions dues aux apports d'azote minéraux au printemps ($0.78 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Les émissions dues aux apports d'azote via la fixation symbiotique n'ont pas encore été mis en évidence au cours de cette étude.

Au final, la rotation en AB possédait une moyenne d'émissions légèrement moindre ($0.65 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) par rapport à la rotation en AC ($0.95 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), du fait principalement d'un apport moins importants d'engrais exogène (Table 3). Cette tendance est observable lorsque les résultats sont exprimés par rapport à la surface agricole concernée (-28% et -32% pour la lixiviation et les émissions de N_2O respectivement), reste vraie en termes d'émissions rapportées à la production de protéines des deux systèmes (-22% et -26% respectivement).

Table 2 : Bilan des fuites d'azote au sein de l'exploitation mixte (AB et AC). Les écarts-types sont entre parenthèses.

Cultures	Fertilisation exogène	Fixation symbiotique	N récolté	CSR moyennes	Lixiviation cumulée	Flux N ₂ O cumulés	Période N ₂ O cumulés
unités	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	mg N l ⁻¹	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	j ⁻¹
1. féverole + IC	60	165	216	2.5 (1.4)	4.2	1.42 (1.06)	266
2. blé	150	0	185	18.5 (5.8)	31.4	0.65 (0.48)	260
3. blé	140	0	163	11.5 (4.2)	19.6	0.78 (1.31)	244
AC moyenne	117	55	188	10.8 (4.4)	18.4	0.95 (0.77)	257
1. luzerne	0	349	303	2.8 (1.7)	4.8	0.07 (0.27)	244
2. luzerne	0	464	372	1.2 (0.6)	2.1	0.34 (0.42)	266
3. blé	0	0	86	20.7 (10.9)	35.2	<i>n.d*</i>	<i>n.d</i>
4. haricots + IC	50	43	49	5.5 (4.4)	9.4	1.10 (1.08)	266
5. blé/seigle	0	0	67	5.9 (2.3)	10.1	<i>n.d*</i>	<i>n.d</i>
6. féverole + IC	0	141	181	11.4 (3.7)	19.3	<i>n.d*</i>	260
7. blé	75	0	78	3.0 (0.1)	5.1	0.75 (0.75)	266
8. lin + IC	60	0	260	12.1 (5.6)	20.5	0.73 (0.56)	<i>n.d</i>
AB moyenne	23	125	175	7.8 (3.5)	13.3	0.65 (0.64)	260

4.4 Emissions de N₂O par différents usage du sol

Au cours de l'année 2014, les émissions de N₂O diffèrent selon les différents usages de sols (Figure 9). Les flux sont très faibles en forêt (0.02 kg N ha⁻¹ an⁻¹) et dans la parcelle biologique (0.16 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Les émissions en bas de pente dans la bande en enherbée (1.48 kg N ha⁻¹ an⁻¹) et en prairie (0.90 kg N ha⁻¹ an⁻¹) sont plus importantes que celles en haut de pente (0.63 kg N ha⁻¹ an⁻¹), en lien avec des conditions humides plus favorables aux processus de dénitrification. En ce qui concerne les parcelles agricoles conventionnelles, elles sont comprises entre 1 et 2 kg N ha⁻¹ an⁻¹ selon l'intensification des systèmes.

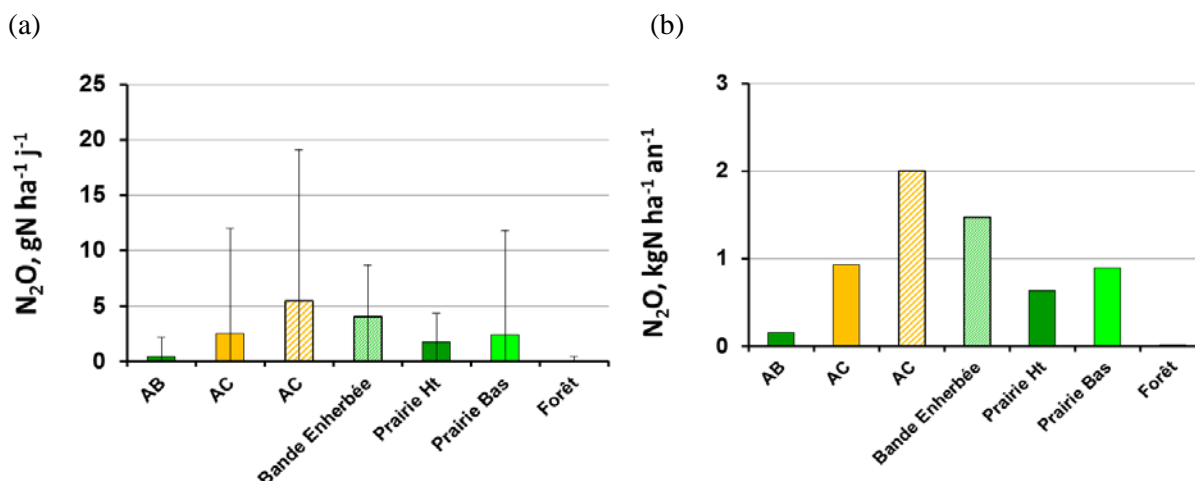


Figure 10 : Emissions médianes de N₂O selon différents usages du sol en journalier (a) et en cumulées pour l'année 2014 (b)

5 Conclusions et perspectives

L'ensemble des mesures réalisées permet de tirer les enseignements suivants :

Les faibles niveaux d'émissions de N₂O par rapport à l'application de la méthode Tier 1 de l'IPCC sont confirmés. Le facteur d'émission est réduit d'un facteur 3 à 4 par rapport à la valeur standard de 1%. Cela limite le poids des émissions de N₂O dans le bilan environnemental des systèmes cultivés concernés.

Le rôle de la fertilisation dans le déterminisme des émissions reste majeur, et il est relativement bien simulé par le modèle STICS malgré une tendance à la sous-estimation des émissions. Cette sous-estimation est en partie liée à la difficulté à simuler des émissions de base significatives.

La simulation de la production et des émissions de N₂O en fonction de la fertilisation permet de mettre en évidence un seuil au-delà duquel les émissions par unité de production augmentent très fortement. Ce seuil est cohérent avec des niveaux de fertilisation considérés comme optimaux. En dessous de ce seuil, il est possible de réduire la fertilisation pour réduire les émissions, mais la nature linéaire de la relation entre émissions et production rend difficile le choix d'un optimum. L'existence d'un minimum dans la relation entre fertilisation et émissions par unité de production n'implique pas qu'il s'agisse d'un optimum de fertilisation.

L'effet du niveau de fertilisation explique les plus faibles émissions de N₂O en agriculture biologique. Sur une exploitation mixte (AB/AC) instrumentée et suivie sur trois ans, nous avons pu montrer, dans des conditions pédoclimatiques similaires que les moyennes de pertes azotées par lixiviation et par émission de N₂O intégrées sur l'ensemble du cycle de rotation culturale étaient inférieures en agriculture biologique par rapport à ce qu'elles sont en agriculture conventionnelle.

La faible valeur des émissions des émissions de N₂O en forêt est confirmée, de même que l'importance de la position topographique des parcelles, avec des émissions sensiblement plus élevées en bordure de rivière qu'en haut de plateau tant pour les sols arables que pour des prairies. Selon les usages des sols, les émissions peuvent être multipliées par 100 comme par exemple entre la présence de forêt et de pratiques agricoles intensives.

6 Références

- Aguilera E, Lassaletta L, Sanz-Cobena A, et al (2013) The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agric Ecosyst Environ* 164:32–52. doi: 10.1016/j.agee.2012.09.006
- Barnard R, Leadley PW, Hungate BA (2005) Global change, nitrification, and denitrification: A review. *Glob Biogeochem Cycles* 19:n/a–n/a. doi: 10.1029/2004GB002282
- Benoit M, Garnier J, Billen G, Tournebize J, Gréhan E, Mary B (accepté) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system. *Agric Ecosyst Environ*.
- Bessou, C., Mary, B., Leonard, J., Roussel, M., Grehan, E., Gabrielle, B., 2010. Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *European Journal of Soil Science* 61, 348–363. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x
- Bouwman AF (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr Cycl Agroecosystems* 46:53–70. doi: 10.1007/BF00210224
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002) Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Glob Biogeochem Cycles* 16:1058. doi: 10.1029/2001GB001811
- Brisson, N., 2008. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model. Éditions Quæ, Versailles.
- Cicerone RJ (1987) Changes in Stratospheric Ozone. *Science* 237:35–42. doi: 10.1126/science.237.4810.35
- Conrad R, Seiler W, Bunse G (1983) Factors influencing the loss of fertilizer nitrogen into the atmosphere as N₂O. *J Geophys Res Oceans* 88:6709–6718. doi: 10.1029/JC088iC11p06709
- Corre MD, van Kessel C, Pennock DJ (1996) Landscape and Seasonal Patterns of Nitrous Oxide Emissions in a Semiarid Region. *Soil Sci Soc Am J* 60:1806. doi: 10.2136/sssaj1996.036159950060000600028x
- Coucheny, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software* 64, 177–190. doi:10.1016/j.envsoft.2014.11.024
- Čuhel J, Šimek M, Laughlin RJ, et al (2010) Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Appl Environ Microbiol* 76:1870–1878. doi: 10.1128/AEM.02484-09
- De Ponti T, Rijk B, van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agric Syst* 108:1–9. doi: 10.1016/j.agsy.2011.12.004
- Dobbie KE, Smith KA (2001) The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *Eur J Soil Sci* 52:667–673. doi: 10.1046/j.1365-2389.2001.00395.x
- Firestone MK, Firestone RB, Tiedje JM (1980) Nitrous Oxide from Soil Denitrification: Factors Controlling Its Biological Production. *Science* 208:749–751. doi: 10.1126/science.208.4445.749
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, et al (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agric Ecosyst Environ* 91:175–189.

Garnier J, Billen G, Vilain G, et al (2009) Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: Observations and budgets. *Agric Ecosyst Environ* 133:223–233. doi: 10.1016/j.agee.2009.04.024

Garnier J, Vilain G, Silvestre M, et al (2013) Budget of methane emissions from soils, livestock and the river network at the regional scale of the Seine basin (France). *Biogeochemistry* 116:199–214. doi: 10.1007/s10533-013-9845-1

Gödde M, Conrad R (1999) Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biol Fertil Soils* 30:33–40.

Hénault C, Bizouard F, Laville P, et al (2005) Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Glob Change Biol* 11:115–127. doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x

Hénault C, Devis X, Lucas JL, Germon JC (1998) Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions. *Biol Fertil Soils* 27:299–306. doi: 10.1007/s003740050437

Hertel O, Skjøth CA, Reis S, et al (2012) Governing processes for reactive nitrogen compounds in the European atmosphere. *Biogeosciences* 9:4921–4954. doi: 10.5194/bg-9-4921-2012

Hutchinson GL, Livingston GP (1993) Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes. ASA Special Publication. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America,

Jeuffroy MH, Baranger E, Carrouée B, et al (2013) Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, oilseed rape and dry peas. *Biogeosciences* 10:1787–1797. doi: 10.5194/bg-10-1787-2013

Johnson JM-F, Franzluebbers AJ, Weyers SL, Reicosky DC (2007) Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environ Pollut* 150:107–124. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.030

Jones SK, Rees RM, Skiba UM, Ball BC (2007) Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. *Agric Ecosyst Environ* 121:74–83. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.006

Knowles R (1982) Denitrification. *Microbiol Rev* 46:43–70.

Kool DM, Dolfing J, Wrage N, Van Groenigen JW (2011) Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biol Biochem* 43:174–178.

Laville P, Jambert C, Cellier P, Delmas R (1999) Nitrous oxide fluxes from a fertilised maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agric For Meteorol* 96:19–38. doi: 10.1016/S0168-1923(99)00054-4

Lebender, U., Senbayram, M., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2014. Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N₂O emissions from arable soils in winter wheat production. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177, 722–732. doi:10.1002/jpln.201300292

Lotter DW (2003) Organic Agriculture. *J Sustain Agric* 21:59–128. doi: 10.1300/J064v21n04_06

Loubet B, Laville P, Lehuger S, et al (2011) Carbon, nitrogen and Greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. *Plant Soil* 343:109–137. doi: 10.1007/s11104-011-0751-9

Luo Y, Wan S, Hui D, Wallace LL (2001) Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature* 413:622–625. doi: 10.1038/35098065

Maag M, Vinther FP (1996) Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Appl Soil Ecol* 4:5–14.

Martins, M.R., Jantalia, C.P., Polidoro, J.C., Batista, J.N., Alves, B.J.R., Boddey, R.M., Urquiaga, S., 2015. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. *Soil and Tillage Research* 151, 75–81. doi:10.1016/j.still.2015.03.004

Meng L, Ding W, Cai Z (2005) Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biol Biochem* 37:2037–2045. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.03.007

Misselbrook TH, Van Der Weerden TJ, Pain BF, et al (2000) Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmos Environ* 34:871–880. doi: 10.1016/S1352-2310(99)00350-7

Mondelaers K, Aertsens J, Van Huylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *Br Food J* 111:1098–1119.

Mosier A, Kroeze C, Nevison C, et al (1998) Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycl Agroecosystems* 52:225–248. doi: 10.1023/A:1009740530221

Myrold DD, Tiedje JM (1985) Establishment of denitrification capacity in soil: Effects of carbon, nitrate and moisture. *Soil Biol Biochem* 17:819–822. doi: 10.1016/0038-0717(85)90140-3

Nadeem, S., Børresen, T., Dörsch, P., 2014. Effect of fertilization rate and ploughing time on nitrous oxide emissions in a long-term cereal trial in south east Norway. *Biol Fertil Soils* 51, 353–365. doi:10.1007/s00374-014-0979-7

Olesen J, Schelde K, Weiske A, et al (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric Ecosyst Environ* 112:207–220. doi: 10.1016/j.agee.2005.08.022

Oorts K, Merckx R, Gréhan E, et al (2007) Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil Tillage Res* 95:133–148.

Passy P (2012) Past, present and future of the nutrients cascade in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI

Pendall E, Bridgham S, Hanson PJ, et al (2004) Below-ground process responses to elevated CO₂ and temperature: a discussion of observations, measurement methods, and models. *New Phytol* 162:311–322. doi: 10.1111/j.1469-8137.2004.01053.x

Petersen SO (1999) Nitrous Oxide Emissions from Manure and Inorganic Fertilizers Applied to Spring Barley. *J Environ Qual* 28:1610. doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800050027x

Ravishankara AR, Daniel JS, Portmann RW (2009) Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* 326:123–125. doi: 10.1126/science.1176985

Rustad L, Campbell J, Marion G, et al (2001) A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126:543–562. doi: 10.1007/s004420000544

Sanz-Cobena A, Misselbrook TH, Arce A, et al (2008) An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agric Ecosyst Environ* 126:243–249. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.001

Sanz-Cobena A, Sánchez-Martín L, García-Torres L, Vallejo A (2012) Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃⁻ leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agric Ecosyst Environ* 149:64–73. doi: 10.1016/j.agee.2011.12.016

Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, et al (2010) Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *Eur J Soil Sci* 61:683–696. doi: 10.1111/1.1365-2389.2010.01277.x

Skinner C, Gattinger A, Muller A, et al (2014) Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management—A global meta-analysis. *Sci Total Environ* 468:553–563.

Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., Fixen, P.E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Reactive nitrogen in agroecosystems: Integration with greenhouse gas interactions* 133, 247–266. doi:10.1016/j.agee.2009.04.021

Sommer SG, Petersen SO, Møller HB (2004) Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr Cycl Agroecosystems* 69:143–154. doi: 10.1023/B:FRES.0000029678.25083.fa

Stehfest E, Bouwman L (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosystems* 74:207–228. doi: 10.1007/s10705-006-9000-7

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) Organic farming in Europe: economics and policy. Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Stuttgart

Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., Van Groenigen, K.J., Van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903–913. doi:10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x

Vilain G, Garnier J, Tallec G, Cellier P (2010) Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N₂O) emissions (Seine Basin, France). *Agric For Meteorol* 150:1192–1202.

Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem* 33:1723–1732. doi: 10.1016/S0038-0717(01)00096-7

Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie¹

Nicolas Gallois¹, Pascal Viennot^{1*}, Nicolas Beaudoin², Bruno Mary², Christine Le Bas³,
Thomas Puech⁴

Avec la participation de :

Céline Schott⁴, Catherine Mignolet⁴

¹ MINES ParisTech/ARMINES, centre de Géosciences, 35 rue St-Honoré, 77305 Fontainebleau

² INRA AgroImpact, 180 rue Pierre-Gilles de Gennes, 02007 Laon

³ INRA Infosol, 2163 avenue de la Pomme de Pin, 45075 Orléans

⁴ INRA Aster, Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet, 88500 Mirecourt

**pascal.viennot@mines-paristech.fr*

Sommaire

1	Etat de l’art de la modélisation de la pollution nitrique du bassin de la Seine au début de la phase 6 du programme PIREN Seine	94
2	Première actualisation des modélisations couplées : aide à la réalisation de l’état des lieux, première échéance de la Directive Cadre sur l’Eau	94
3	Seconde actualisation des modélisations couplées : aide à la préparation du SDAGE 2016 - 2021	98
4	Expertise des sorties du modèle STICS à l’échelle macro-régionale	102
5	Résultats des simulations agronomiques spatialisées et association avec les modèles hydrogéologiques	115
6	Recalibration des modèles hydrogéologiques.....	118
7	Modélisation de scénarios d’évolution de la pollution nitrique à l’échelle du bassin Seine-Normandie.....	122
8	Conclusion.....	129
9	Références	129
10	Annexes.....	132

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Gallois N., Viennot P., Beaudoin N., Mary B., Le Bas C., Puech T., (2016) – *Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.*

1 Etat de l'art de la modélisation de la pollution nitrique du bassin de la Seine au début de la phase 6 du programme PIREN Seine

Le centre de Géosciences de MINES ParisTech a mis en place dès 2002 et dans le cadre de travaux du PIREN Seine (thèse de doctorat d'E. Gomez¹), une méthode de couplage entre un modèle hydrogéologique (MODCOU) et un modèle agronomique (STICS²). Cet outil permet, actuellement, de simuler non seulement le transport de polluants de type nitrate dans l'ensemble des compartiments du sol et des formations aquifères (via le modèle hydrogéologique) mais également la production de polluants d'origine agricole, via le modèle agronomique et les bases de données associées.

Le but principal poursuivi est de pouvoir reconstituer l'évolution des concentrations nitriques mesurées dans l'ensemble des formations aquifères modélisées du secteur étudié, sur plus de 40 ans. A partir du niveau actuel de pollution ainsi reconstitué et surtout par reproduction de la dynamique d'évolution de la pollution nitrique, le modèle peut être ensuite utilisé pour anticiper les grandes évolutions de la pollution attendues à court et moyen termes. Cet outil peut donc aider à concevoir et/ou à réorienter les politiques de protection des eaux souterraines mises en place.

Ce couplage a été appliqué dans un premier temps sur le bassin de la Marne puis sur l'ensemble du bassin de la Seine. L'intégration de bases de données de pratiques agricoles plus précises (INRA Aster, PIREN Seine 2006) que celles initialement utilisées a permis d'obtenir des résultats satisfaisants à l'échelle régionale. Ces résultats ont été obtenus par ajustement de la chronologie de la médiane des concentrations calculées à celle des données mesurées (base de données ONQES et SISE-Eaux) et ce pour chaque aquifère alors modélisé (Oligocène, Eocène et Craie).

Les principaux résultats alors obtenus ont été consignés dans le fascicule « *La pollution du bassin de la Seine par les nitrates* »³ édité en 2009 par l'Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN) dans le cadre du programme PIREN Seine. Toutefois, si la méthode de calage employée permet au modèle d'être un bon estimateur de l'évolution de la médiane des concentrations en nitrate par aquifère, ceci se fait sans précision à l'échelle locale de chaque forage puisque l'écart type des erreurs calculées ouvrage par ouvrage est de l'ordre de 25 mg L⁻¹⁽⁴⁾. En l'état, le modèle développé à l'échelle du bassin de la Seine tout entier ne permet donc pas, par exemple, de caractériser le bon état ou non d'une masse d'eau et d'en prédire son évolution.

Une application plus récente (2008 - 2010) a été mise en place sur le secteur des bocages normands du bassin Seine-Normandie. Dans un premier temps, un modèle hydrodynamique MODCOU a été développé⁵. Après calage, ce modèle a ensuite été exploité à des fins d'aide à la décision en matière de gestion quantitative dans le cadre de la rédaction du nouveau Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Seine-Normandie⁶. Dans un second temps, le couplage avec le modèle agronomique STICS a été mis en place. A partir de bases de données des pratiques agricoles établies par l'INRA Aster à l'échelle du canton⁷ et du fait d'un secteur modélisé beaucoup plus restreint, le calage du modèle a pu être effectué par comparaison des concentrations mesurées et calculées ouvrage par ouvrage. Calé sur un certain nombre de point d'observations répartis sur le domaine, le modèle a ensuite été validé sur l'ensemble des données d'ouvrages mesurés⁸.

2 Première actualisation des modélisations couplées : aide à la réalisation de l'état des lieux, première échéance de la Directive Cadre sur l'Eau

Ces travaux, menés entre 2011 et 2013, ont nécessité la création de cinq nouveaux sous-modèles hydrogéologiques du bassin Seine-Normandie et leur association avec le modèle STICS. Les principaux résultats obtenus ont permis :

- d'évaluer l'état actuel de la contamination nitrique des masses d'eau en complément des suivis ponctuels du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) et de Contrôle Opérationnel (RCO),
- de valider la représentativité de ces deux réseaux en comparant, pour chaque masse d'eau, les indications de contamination données par les stations surveillées et les résultats de simulation,
- de confirmer les objectifs de bon état aux échéances 2015, 2021 et 2027 ou de la nécessaire évolution à apporter à ces mêmes objectifs.

L'ensemble des résultats, dont est brièvement présentée une synthèse ci-après, est consigné dans le rapport édité en 2013 pour l'Agence de l'Eau⁹.

2.1 Modélisations hydrogéologiques

La conceptualisation du modèle d'écoulement de surface, qui s'appuie sur la structure maillée de la couche de surface est conditionnée par la représentation du réseau hydrographique et par le choix des conditions aux limites du système hydrogéologique.

Le besoin de discrétisation assez fine (petites mailles d'une taille de 250 m) a imposé la création de quatre modèles (en plus du modèle « Tertiaire Île-de-France » et du modèle « Basse-Normandie ») permettant de simuler le comportement des grandes formations aquifères du bassin (formation de la Craie principalement et de ses formations sus-jacentes). La définition des limites de ces modèles s'appuie principalement sur :

- les limites d'extension de la formation du Crétacé supérieur,
- les limites hydrauliques naturelles constituées par les grandes rivières du bassin,
- les affleurements des grandes formations Tertiaires : en effet, particulièrement à l'est de ces formations, les propriétés hydrodynamiques et notamment la perméabilité de la Craie sous couverture deviennent très mauvaises, limitant ainsi très fortement les flux d'eau sous couverture,
- les lignes de crête piézométrique (ligne de partage des eaux souterraines) lorsque les limites hydrauliques naturelles sont trop éloignées.

Au final, l'ensemble du bassin Seine-Normandie se trouve désormais couvert par 6 modèles régionaux (cf. Figure 1) permettant la simulation des grandes formations aquifères.

Leur surface va de 730 km² pour le moins étendu à plus de 23 000 km² pour le plus grand. Ils viennent en complément du modèle « Seine », développé dans le cadre du PIREN Seine et de coopérations avec la DRIEE Île-de-France. Ce modèle « Seine », plus « grossier », couvre tout le bassin de la Seine *stricto sensu*. Il peut être utilisé notamment pour fournir des informations de surface (bilan hydrique des précipitations par exemple) sur toutes les zones situées à l'est du bassin et sur lesquelles aucun aquifère n'est modélisé (zones hachurées à l'est sur la Figure 1).

Tous ces modèles ont été calibrés sur l'ensemble des piézomètres disponibles sur le bassin et des débits mesurés aux stations hydrométriques. Ils intègrent également l'ensemble des prélèvements anthropiques répertoriés dans les bases de données de l'AESN et qui couvre la période 1994 - 2012. Pour les périodes de calcul antérieures à 1994, les prélèvements moyens calculés sur la période 1994 - 2000 sont utilisés dans les modèles. Pour les années postérieures à 2012, ce sont les données de l'année 2012 qui sont reproduites.

Les données météorologiques utilisées proviennent de la base SAFRAN de Météo-France. Elles sont fournies au pas de temps journalier sur une grille couvrant l'ensemble du domaine au pas de 8 kilomètres.



Figure 1 : Répartition géographique des 6 modèles régionaux mis en place sur le bassin Seine-Normandie durant la phase 6 du programme PIREN Seine

2.2 Modélisation de la pollution nitrique

La base de données des pratiques agricoles mise en place dans le cadre du programme PIREN Seine en 2006 ne couvrait pas la totalité du domaine modélisé car elle ne concernait que le bassin de la Seine au sens strict. La base a donc été étendue à l'ensemble du domaine et ce principalement au nord (plateau picard), en pays d'Auge et au sud de la Beauce (Orléanais). De plus, cette base avait été modifiée pour couvrir la période la plus récente (jusqu'en 2010) mais par simple extension de la dernière période couverte par les données.

Le principal but de ces modélisations était de tenter de reproduire, autant que faire se peut, les évolutions temporelles des concentrations en nitrate mesurées dans différents ouvrages répartis sur l'ensemble des zones d'étude. Compte tenu de la forte variabilité saisonnière, voire journalière, qui peut être observée dans les mesures des concentrations, le modèle s'est efforcé surtout de reproduire la dynamique générale de mise en place de la pollution, dynamique qui, si elle est correctement reproduite, permet d'apporter une certaine confiance dans les modélisations prospectives à court ou moyen terme.

La Figure 2 ci-après présente la localisation de l'ensemble des « qualitomètres » présents dans la base de données de l'AESN. Cette base contient près de 5000 ouvrages. Environ 1000 d'entre eux ont été effectivement utilisés pour le calage (ouvrages présentant des chroniques de mesures suffisamment longues pour pouvoir évaluer la dynamique de mise en place de la pollution nitrique). Deux exemples de résultats sont présentés en Figure 3.

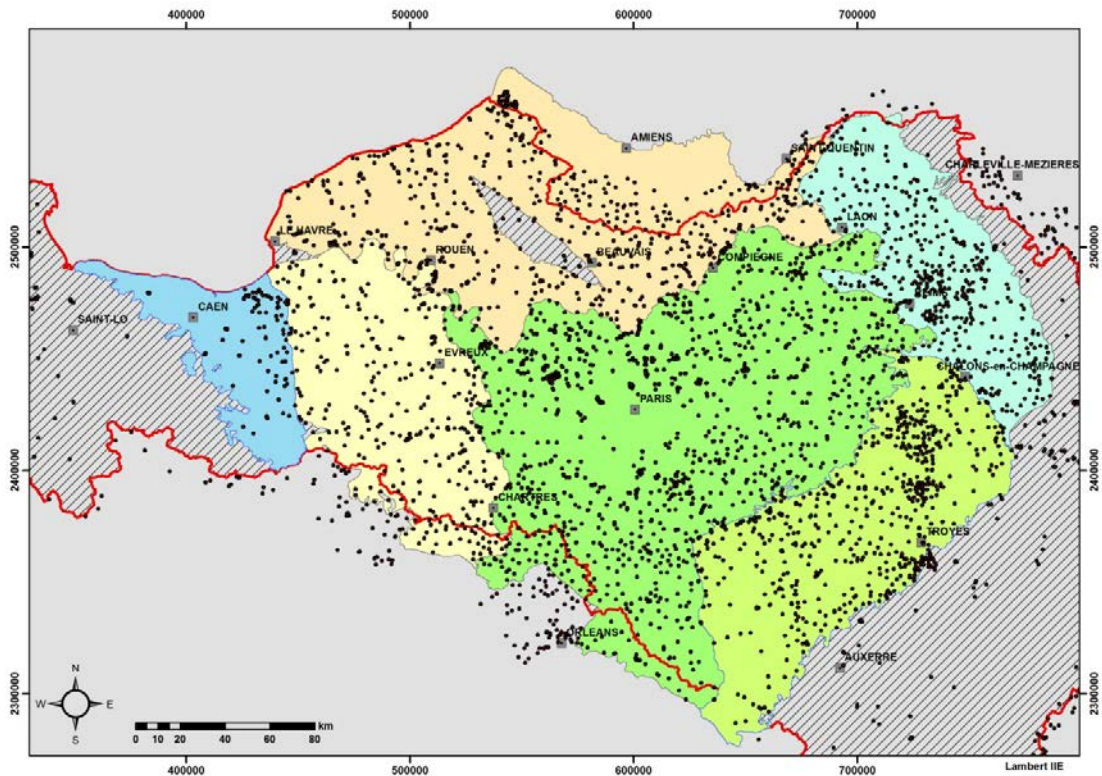


Figure 2 : Localisation des points de mesures des nitrates en nappe

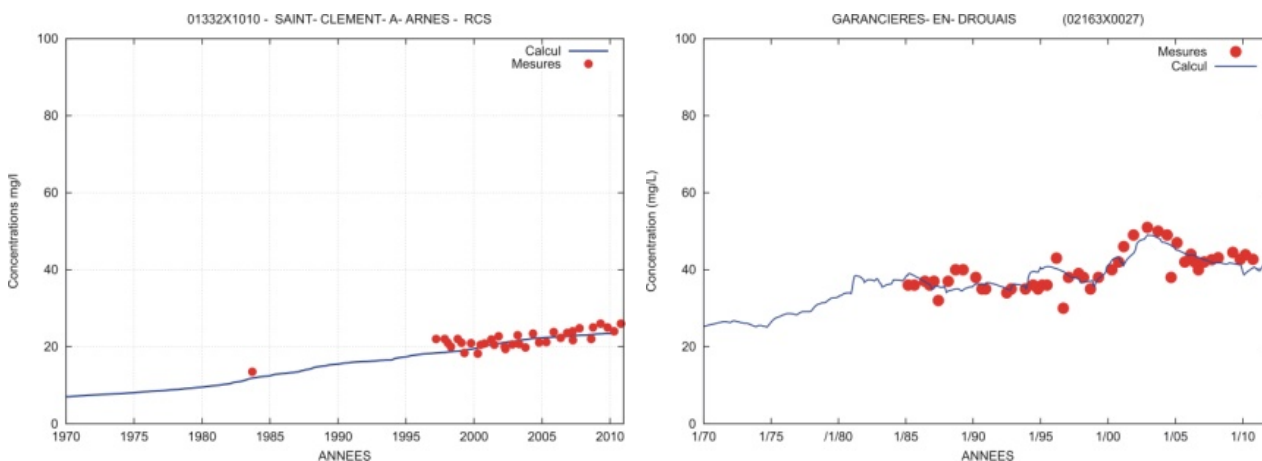


Figure 3 : Evolution comparée des concentrations en nitrates ($mg\ NO_3\ L^{-1}$) calculées et mesurées sur deux points de mesure du bassin9

2.3 Compilation des résultats à la masse d'eau

Les résultats de pollution nitrique obtenus sur l'ensemble des modèles ont été compilés à l'échelle des grandes masses d'eau aquifère du bassin Seine-Normandie. Ces données ont servi de base à l'élaboration de

l'état des lieux. Les résultats sont présentés sous forme d'une fiche synthétique pour chaque masse d'eau. Un exemple en est présenté en annexe sur la masse d'eau 3209 (Craie du Sénonais et Pays d'Othe).

Cette agrégation à la masse d'eau a été effectuée en compilant les résultats obtenus sur les 4 « modèles Craie », ceux obtenus sur les formations Tertiaires du bassin¹⁰ (eux-mêmes précisés localement par les modélisations effectuées sur la nappe du Champigny dans le cadre de la thèse de S. Bellier¹¹) et les résultats de modélisations effectuées en 2010 sur le secteur des bocages normands⁸. Seules les masses d'eau pour lesquelles une formation aquifère a été modélisée ont été traitées.

3 Seconde actualisation des modélisations couplées : aide à la préparation du SDAGE 2016 - 2021

Si les modélisations couplées hydrogéologie/agriculture initiées en 2011 ont globalement permis de bien reproduire de façon spatio-temporelle la mise en place des pollutions nitriques d'origine agricole sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie, leur application dans le cadre de la révision du SDAGE impose la mise à jour de la chaîne de modélisation pour intégrer notamment les pratiques agricoles actuelles et pouvoir les extrapoler dans un avenir proche. En effet, les premiers éléments issus de la mise à jour des pratiques agricoles tendraient à montrer que, sur les dernières années, la pression azotée aurait tendance à se stabiliser voire à décroître très légèrement.

D'autre part, l'implication du modèle STICS dans de nombreux projets de recherche sur la dernière décennie, a fait émerger la nécessité de restructurer son algorithme de manière à appuyer cette interdisciplinarité croissante. Les concepteurs ont entrepris un travail complet de recodage du modèle sous forme d'une bibliothèque de modules et de fonctions (*moduloSTICS*). Cette version modulaire utilisée par la suite (v. 8.3.1 publiée en octobre 2014), a positivement et significativement marqué la vie du modèle, cette dernière mouture ayant été, de plus, implémentée de diverses fonctionnalités supplémentaires dont :

- l'amélioration du calcul des bilans de carbone et d'azote, avec en particulier :
 - la prise en compte de la volatilisation de l'ammoniac issu des résidus de type lisier avec la modification du pH du sol,
 - la simplification et l'homogénéisation des paramètres pilotant la décomposition et la minéralisation des résidus organiques,
 - l'ajout d'un effet limitant de l'azote et de l'excès d'eau sur ces mêmes processus,
- des modifications ponctuelles concernant :
 - la description de la phénologie des plantes lors d'un changement climatique,
 - l'effet de la teneur en azote minéral du sol sur la répartition des racines.

Ainsi, il a été proposé d'intégrer dans la chaîne de modélisation toutes ces dernières avancées scientifiques. Les travaux, débutés fin 2013, dont on précise la méthodologie ainsi que les principaux types de résultats ci-après sont actuellement toujours en cours.

L'intégration du nouveau code du modèle agronomique et l'exploitation des résultats obtenus ont demandé un certain nombre de travaux préalables, dont :

- le développement d'une nouvelle structure informatique permettant de déployer l'utilisation du code à large échelle (MINES ParisTech),
- la mise à jour des bases de données d'entrée du modèle agronomique dont :
 - la complétion, l'enrichissement et l'actualisation de la base ARSEINE, contenant les données décrivant les systèmes de culture du bassin¹² (INRA Aster),

- l'amélioration de la connaissance de certains paramètres descriptifs des différents horizons de sol auxquels la lixiviation de l'azote s'avère particulièrement sensible (INRA InfoSol),
- la mise en place d'un protocole d'expertise des résultats de modélisation agronomique, élaboré en collaboration avec l'INRA AgroImpact afin d'évaluer le comportement macro-régional du modèle,
- l'actualisation du calage hydrogéologique de l'ensemble des modèles régionaux,
- la simulation de nouveaux scénarios exploratoires sous conditions de changement climatique ou de modifications des modalités de conduite des cultures et de leurs fertilisations azotées.

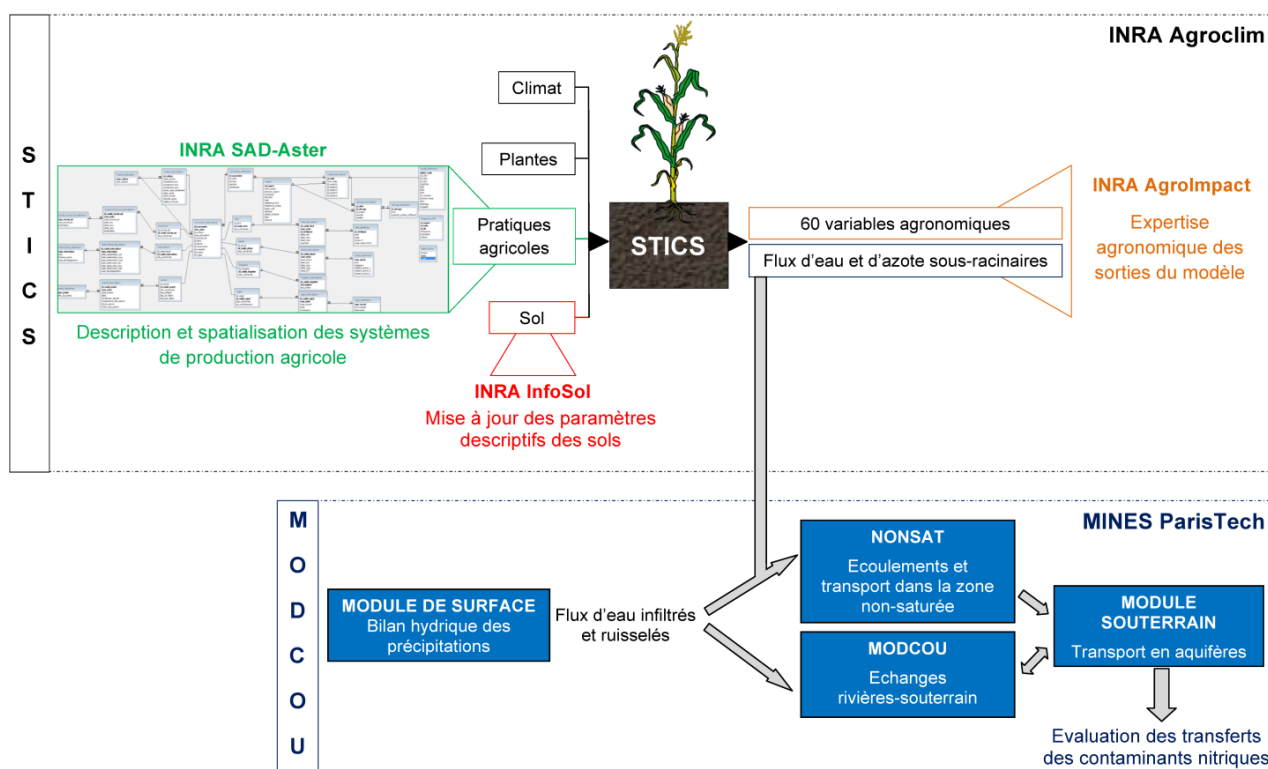


Figure 4 : Représentation des éléments constitutifs de la chaîne de modélisation STICS-Modcou et des équipes ayant pris part à l'étude

3.1 Intégration et spatialisation de moduloSTICS dans la chaîne STICS-Modcou

Afin de permettre l'interfaçage entre les sorties de simulation de STICS (flux d'azote et lame d'eau drainée sous-racinaire) et les maillages des différents modèles hydrogéologiques, il convient de disposer d'une version de STICS capable de fonctionner en tout point du bassin Seine-Normandie et d'intégrer la variabilité spatio-temporelle des forçages agro-pédo-climatiques rencontrés à cette échelle d'étude.

Or, le modèle agronomique, conçu dans sa version native pour fonctionner à l'échelle d'une parcelle agricole et d'une succession de cycles culturaux ne peut répondre à une telle exigence. L'association des deux modèles implique ainsi l'implémentation d'une structure informatique spécifique afin d'obtenir des résultats à large échelle : on parlera par la suite de spatialisation.

Bien que ce processus s'appuie directement sur le code source du modèle, la spatialisation développée ici possède la particularité de ne pas y être intrusive - par opposition à la précédente version utilisée - ce qui

offrira la possibilité d'intégrer toute nouvelle version du code source au fur et à mesure de leurs publications, afin de suivre au plus près l'évolution du modèle.

La méthodologie principale de gestion des types de sols, des systèmes de cultures (assolements et pratiques culturales) et de leurs évolutions temporelles au sein de cette nouvelle spatialisation est très similaire à celle retenue par E. Gomez, dans la précédente version spatialisée¹³.

Cependant, ce nouveau développement a permis d'apporter, outre l'externalisation du code de spatialisation, quelques améliorations d'un point de vue agronomique comme :

- la différenciation entre maïs grain et maïs ensilage, blé tendre et blé dur,
- la prise en compte de la gestion fine et spatialisée (à l'échelle de la succession culturale) des résidus de cultures (notions d'enfouissement ou export),
- la post-gestion améliorée des sols tourbeux sur lesquelles le modèle natif n'est actuellement pas valide,
- l'intégration de la différenciation spatialisée de variétés (à l'échelle départementale) pour quelques cultures (maïs grain et ensilage),
- l'intégration de la variabilité spatiale du pH en fonction du type de sol,
- l'adoption d'un nouveau mode de gestion de certaines données descriptives des sols, auxquelles la lixiviation de l'azote est relativement sensible :
 - spatial : le stock en azote organique est désormais à la fois fonction de la typologie de sol et de son occupation (grandes cultures et vignes d'une part et surfaces en herbe d'autre part),
 - temporel : le logiciel de spatialisation permet l'évolution du stock au cours du temps (recalculé en début de chaque période homogène).

En termes de données d'entrée, le modèle, dans sa version spatialisée s'appuie sur trois grands types de données (cf. Figure 5) :

- **l'analyse météorologique SAFRAN de MétéoFrance**, qui intègre l'ensemble des observations disponibles sur le domaine modélisé (cf. Figure 1) et présente l'avantage d'avoir une description spatio-temporelle homogène et continue. Elle se présente sous la forme de valeurs journalières couvrant l'ensemble du territoire d'étude sur une grille au pas de 8 km,
- **la répartition typologique des sols** utilisée est issue de la base BDGSF (Base de Données Géographiques des Sols de France) au 1/1 000 000^{ème} : le domaine d'étude y est sectorisé en plusieurs grandes catégories de sols, spatialement définies en « Unités Cartographiques de Sol » (ou UCS) et formées de plusieurs polygones. Ces UCS regroupent différents types de sol, dénommés « Unités Typologiques de Sol » (UTS), sous la forme d'une distribution surfacique, non spatialisée, à l'intérieur d'un même polygone. Chaque unité comporte ainsi plusieurs types de sols distincts. Pour chacun des types de sol, les valeurs de paramètres structuraux et physico-chimiques précédemment évoqués, décrivant les horizons de sol, sont connues,
- **la description des systèmes de culture** sur le bassin : ces informations sont issues des bases de données actualisées^(7,12), décrivant les modalités d'interventions culturales, spécifiques aux grandes cultures ainsi qu'aux prairies. Dans cette étude, la base utilisée se décline en trois versions, avec pour chacune, une échelle spatiale de description des types d'assolements et des séquences techniques qui lui est propre, comme précisé dans le Tableau 1. Dans tous les cas, les données sont temporellement renseignées par périodes homogènes (variant entre 1 et 5 sur la durée de l'étude).

Tableau 1 : Sectorisation des systèmes de culture d'après la base ARSEINE

Territoire couvert	Période couverte	Echelle spatiale (nombre)
Seine <i>stricto sensu</i>	1970 - 2006	Petite Région Agricole (146)
Basse Normandie	1970 - 2006	Cantons (148)
Bassin Seine-Normandie	2006 - 2013	Unités de Modélisation Agricole (95)

Le mode de renseignement des pratiques sur le bassin se décline alors à deux niveaux :

- **les successions de cultures**, en tant que suites ordonnées des cultures implantées sur une même parcelle, constituent, plus que les assolements, une variable explicative des risques de pertes en nitrates, car elles incluent la période d'inter-culture. Le risque lié à l'inter-culture dépend de sa durée, de la gestion des résidus de culture et de l'apport de déjections animales, mais aussi de la proportion de cultures de printemps et de la présence éventuelle de cultures intermédiaires,
- **les séquences techniques** représentent des suites ordonnées de techniques culturales réalisées sur un couvert végétal en vue d'en tirer une production. Les paramètres à disposition dans les bases et pris en compte dans STICS sont précisés en Tableau 2.

Tableau 2 : Sectorisation des systèmes de culture d'après la base ARSEINE

Catégorie d'information	Paramètres
Cultures	Successions, dates de semis et récolte
Travaux du sol	Dates et profondeurs
Fertilisation minérale et organique	Dates, doses et type de fertilisant
Inter-culture	Type, date de mise en place et de destruction
Résidus de culture	Information binaire sur le mode de gestion des résidus (enfouissement ou exportation)

Selon la zone considérée, l'intersection SIG des maillages de description des cultures, des données météorologiques et des unités cartographiques de sol permet d'élaborer celui du maillage de simulation agronomique, chacune de ces mailles (ou unités de simulation) étant ainsi caractérisée par :

- un certain nombre de types de sol (ou UTS),
- une chronique météorologique (7 paramètres climatiques journaliers sont intégrés à la modélisation : précipitations totales, évapotranspiration potentielle, rayonnement global incident, températures minimales et maximales journalières, pression de vapeur de l'air et vitesse du vent),
- un ensemble de données d'assolements et de pratiques culturales homogènes.

Ces unités de simulations sont au nombre de 11 522 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie.

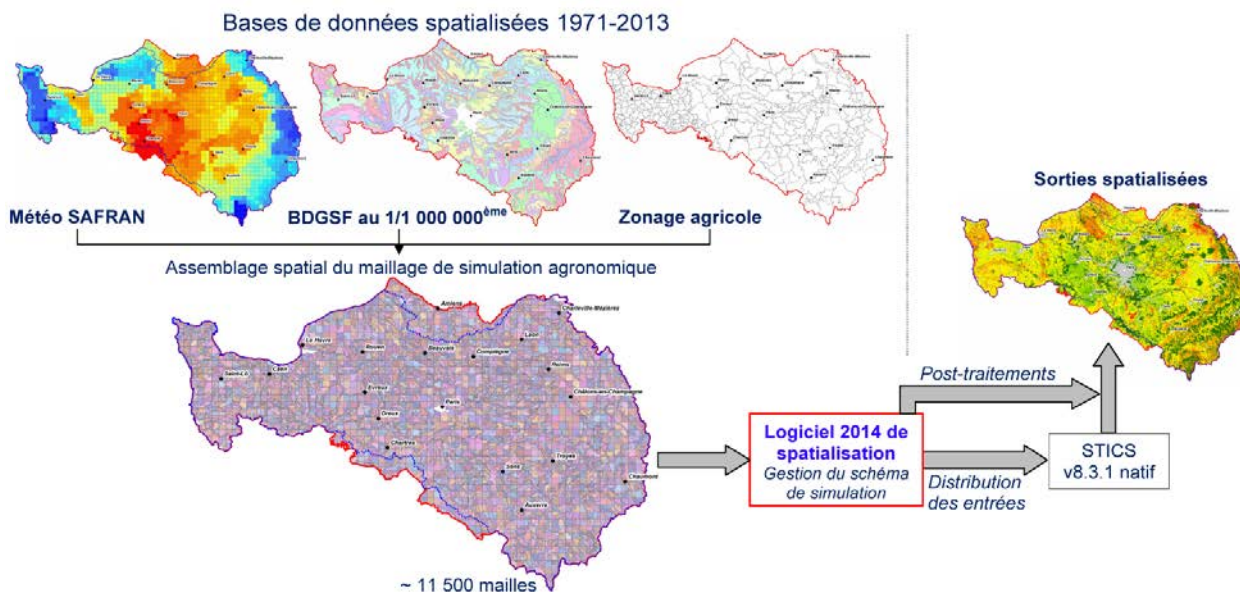


Figure 5 : Mode d'élaboration du maillage de simulation agronomique STICS à l'échelle du bassin Seine-Normandie

4 Expertise des sorties du modèle STICS à l'échelle macro-régionale

4.1 Principe et objectifs de l'expertise agronomique

Cette nouvelle spatialisation développée ici intègre certaines fonctionnalités relatives à la gestion des variables de sortie du modèle. Selon une liste de variables prédéfinie et modulable à souhait par l'utilisateur

(STICS en propose par défaut près de 480), il est possible pour chaque cycle cultural simulé, à l'échelle entière de la zone investiguée, de stocker les valeurs de variables de sortie (autres que celles usuellement utilisées comme la lame d'eau de drainage sous-racinaire et le flux d'azote associé). Le code de spatialisation utilise également certaines options offertes nativement par STICS pour définir la fréquence de sortie voulue (dates calendaires précises, stades phénologiques donnés, début et/ou fin de simulation).

La performance de prédiction d'un modèle fonctionnel de simulation du système sol-plante tel que STICS dépend à la fois du réalisme de ses formalismes, de la qualité de sa calibration et donc des bases de données associées, et de la fiabilité de ses données d'entrée. Les deux premières sont principalement sous la responsabilité des modélisateurs et les dernières, sous celle de l'utilisateur. Les performances¹⁴ du modèle (version 8.2) ont été évaluées sur une grande base de données couvrant 15 cultures et un large éventail de conditions en France (76 sites), représentant 1 809 unités de simulation à l'échelle de la parcelle-année. Cette évaluation formelle était une condition nécessaire mais pas suffisante pour obtenir des prédictions réalistes. Les simulations mises en œuvre à l'échelle du bassin Seine-Normandie croisent une large gamme de pédo-techno-climats dont une grande partie n'a pu être couverte par l'évaluation de Coucheney et al, 2015¹⁴.

L'évaluation de la modélisation spatialement distribuée à cette échelle est une question scientifique récurrente, pour lequel le bassin de la Seine-Normandie peut être un cas d'étude structurant pour des travaux pluridisciplinaires. A l'échelle d'un grand bassin, l'évaluation d'un modèle distribué reste problématique. La confrontation entre simulation et observation est difficilement accessible et toujours partielle. Le plus simple consiste à évaluer la qualité de prédiction des rendements moyens des cultures ou des flux d'eau et d'azote

observables à l'exutoire de certains périmètres bien circonscrits. Une voie d'avenir serait la validation sur des mesures indirectes du couvert végétal acquises par télédétection. A défaut, nous avons privilégié une analyse de cohérence et de sensibilité, à titre d'expert. Il a ainsi été proposé de mettre à profit la possibilité de conserver d'autres variables de sortie que celles d'intérêt pour réaliser une expertise détaillée des sorties du modèle. En effet, la variable d'intérêt principale (flux d'azote sous-racinaire) n'étant pas directement mesurable, il nous est impossible de la comparer à des valeurs observées. L'objectif est donc d'opter pour une validation indirecte via l'étude de résultats annexes du modèle agronomique, même si, *in fine*, une confrontation entre concentrations en nitrate calculées et observées en nappes est réalisée en bout de chaîne de simulation.

Le contenu du paragraphe suivant résulte d'un travail original impliquant la collaboration des disciplines agronomique, géomatique et hydrogéologique. Il présente les principaux résultats obtenus suite à l'application d'un protocole détaillé d'analyse des sorties du modèle afin d'évaluer la fiabilité macro-régionale des simulations réalisées. Cette procédure d'expertise a visé, selon une méthode itérative, à :

- décrire la variabilité spatio-temporelle d'indicateurs agronomiques à différentes échelles de temps (cycle cultural, période homogène et/ou période entière de simulation) et/ou d'espace (maille de simulation, unité de modélisation agricole, grande région agricole), via l'exploitation de variables supplémentaires de sortie du modèle,
- étudier la cohérence entre entrées et sorties,
- vérifier l'existence de relations robustes¹⁵ entre variables afin de valider le comportement du modèle.

4.2 Méthodologie d'expertise

La combinaison des forçages agro-pédo-climatiques rencontrés sur le bassin et simulés par le logiciel de spatialisation conduit à un effectif total de 39 millions d'unités de simulation (USM) de STICS. Pour l'analyse des résultats obtenus, ces sorties élémentaires sont regroupées en 95 unités spatiales¹² (Unités de Modélisations Agronomiques ou UMA) qui rassemblent les petites régions agricoles (PRA) sur des critères géologiques et géomorphologiques.

Le protocole d'expertise des sorties vise à décrire la variabilité d'indicateurs via des histogrammes et à vérifier l'existence de relations robustes entre variables. Trois modes de représentation des variables de sortie ont été utilisés, comme le précise le Tableau 3.

Tableau 3 : Modes de représentation des variables utilisés pour l'expertise des sorties STICS

Type	Objectif visé	Exemples thématiques
Histogrammes	<i>Vérifier la lecture des entrées, évaluer les gammes de valeurs des sorties (à l'échelle du cycle cultural)</i>	Sensibilité au gel, apports azotés, stress hydrique et azoté, durée des stades phénologiques (germination, maturation, etc.) et des cycles culturaux
Relations Y=f(X)	<i>Vérifier l'existence de relations robustes entre variables (en différenciant les types de plantes ou de sols).</i>	Développement des plantes (azote absorbé/apports, rendement/évapotranspiration, etc.) Surplus et lixiviation (flux d'azote/lame drainée, concentration en nitrates/capacité de rétention, surplus/apports azotés, flux d'azote/surplus, pertes par voies gazeuses/surplus, etc.)
Cartographie	<i>Evaluer la répartition et la cohérence spatiale de divers paramètres (à l'échelle temporelle globale de la simulation)</i>	Description du système (capacité de rétention, réserve utile, stocks et teneurs en azote organique à l'initialisation, variation du stock d'azote organique sur la durée de la simulation, etc.) Entrées en azote et surplus (apports et surplus, etc.) Rendements par culture Indicateurs agronomiques (efficacité de l'engrais, taux de fixation de l'azote, de renouvellement en eau du sol, de lixiviation de l'azote, etc.)

La conception de la méthode a été itérative (cf. Figure 6) et a fait l'objet d'un traçage. Un "run" initial a été effectué sur une seule région (la Beauce) et les 3 suivants sur l'ensemble du bassin. A chaque étape, un diagnostic des valeurs prédites est établi sur des critères définis à titre d'expert. Les runs 0 et 1 ont conduit à s'intéresser aux entrées du modèle, qui ont été modifiées pour les runs 2 et 3. Seuls seront comparés ici les sorties des runs 1 et 3 qui ont été conduits respectivement avec l'ancien et le nouveau jeu de données d'entrée.

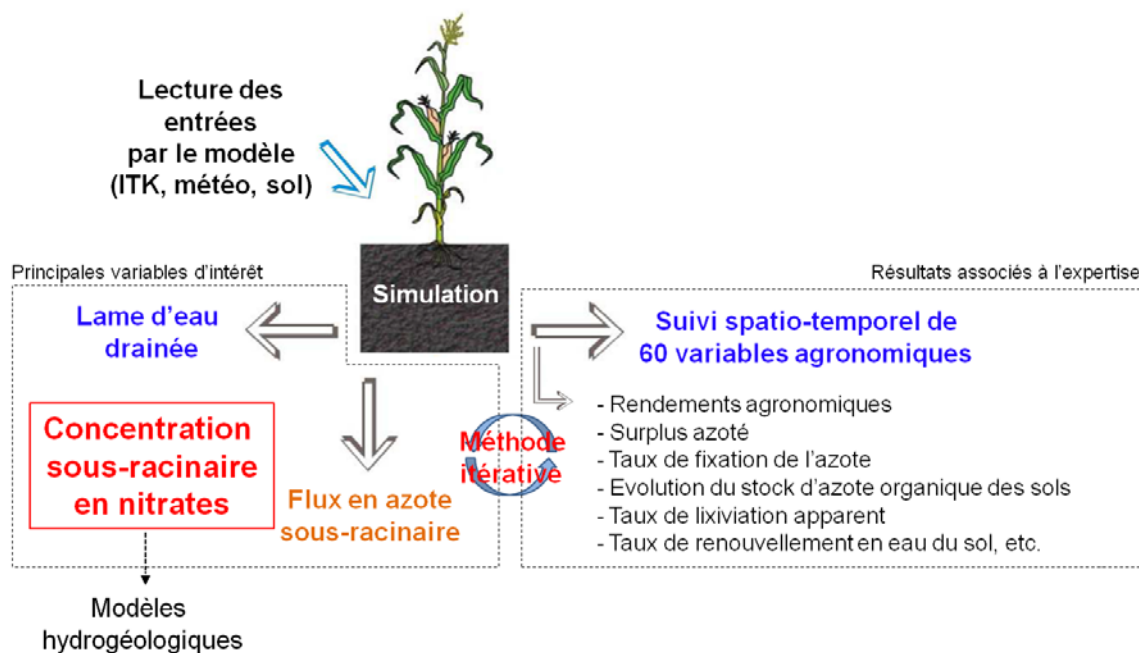


Figure 6 : Schématisation de la procédure itérative adoptée pour l'expertise du modèle STICS

4.3 Résultats issus de l'expertise

4.3.1 Modification des entrées

Les modifications de variables d'entrée ont concerné le sol et les cultures. Trois types de données sol ont été modifiées : la teneur en azote organique, le taux d'argile (après décarbonatation) et le pH. La teneur en azote organique est une donnée d'entrée de STICS qui permet de calculer le stock d'azote organique initial. Ce stock a un impact important sur la minéralisation de l'azote du sol et donc la sensibilité à la lixiviation. Le pH joue directement sur la volatilisation de l'azote et l'efficacité d'utilisation des engrais.

Deux classes de pédotransfert ont été construites pour prédire le stock d'azote organique et le pH sur l'horizon de surface à partir des données situées sur le bassin de Seine-Normandie de la campagne 2000 - 2009 du RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols)¹⁶. Elles sont stratifiées par occupation du sol (2 classes), texture (5 classes), et taux de calcaire (3 classes). La teneur en azote organique (Norg) a été calculée à partir de ce stock d'azote organique et des valeurs d'épaisseur et de masse volumique de terre fine de chaque horizon. Pour les sols très caillouteux, la masse volumique de terre fine a été diminuée de 25% afin de prendre en compte le volume de cailloux. La teneur en argile (minéralogique) après décarbonatation a été calculée à partir de la teneur en argile (granulométrique) sans décarbonatation et de la teneur en calcaire, en utilisant la fonction de pédotransfert établie en milieu crayeux par Beaudoin et al., 2007¹⁷.

Le stock initial d'azote organique a peu varié en moyenne mais sa répartition a changé, avec une corrélation de 0.16 entre les deux étapes (cf. Figure 7a). Le taux d'argile minéralogique s'est réduit en moyenne puisque la fraction calcaire d'une granulométrie inférieure à 2 µm a été déduite des classes texturales concernées (cf. Figure 7b). Le pH a fortement varié puisqu'il était considéré comme stable à la valeur 7 dans l'ancien paramétrage; sa moyenne est de 6.9 (terres cultivées) et 6.3 (prés ou vergers), avec une amplitude de 5.7 - 8.2 et 5.4 - 8.0 respectivement.

Les modifications des données d'entrée impactant les cultures ont concerné les itinéraires techniques ou certains paramètres génériques du modèle. Certaines données techniques ont été modifiées en amont de l'expertise, pour intégrer les données de date d'opérations culturales et de fertilisation. D'autres données techniques ont été modifiées après examen des histogrammes des variables de sortie. L'examen de la quantité d'azote restitué par les résidus de culture a conduit à chercher des informations supplémentaires sur la gestion des résidus de récolte, initialement considérés comme étant systématiquement restitués. En fait, la fraction restituée varie en fonction de la culture (céréales vs autres) et du système de production (grande culture vs élevage) et impacte fortement le bilan d'azote. L'analyse des histogrammes de l'indice de récolte (rapport rendement/biomasse aérienne à la récolte), calculé *a posteriori* par espèce et par grande région agricole du bassin, a montré l'occurrence de valeurs très faibles dans certaines simulations, à cause de stades phénologiques simulés trop tardifs. Nous avons adapté ces derniers en spatialisant les variétés de maïs (6 contre 1 seule initialement) et d'orge. Certaines valeurs trop élevées de l'indice de récolte se sont avérées dues à un défaut de formalisme de STICS; nous avons donc corrigé le calcul de la borne supérieure de l'indice de récolte dans le modèle.

Enfin, l'analyse des histogrammes du taux d'interception du rayonnement lumineux par le couvert a mis en évidence certaines valeurs très faibles, à cause de dégâts de gel fréquents sur le colza et le blé. Nous avons estimé que, si ces phénomènes pouvaient advenir à titre exceptionnel dans la réalité, une forte fréquence aurait provoqué une adaptation de la part des agriculteurs. Nous avons donc modifié les paramètres de sensibilité au gel du colza et du blé dur, en phase végétative, pour en réduire la fréquence.

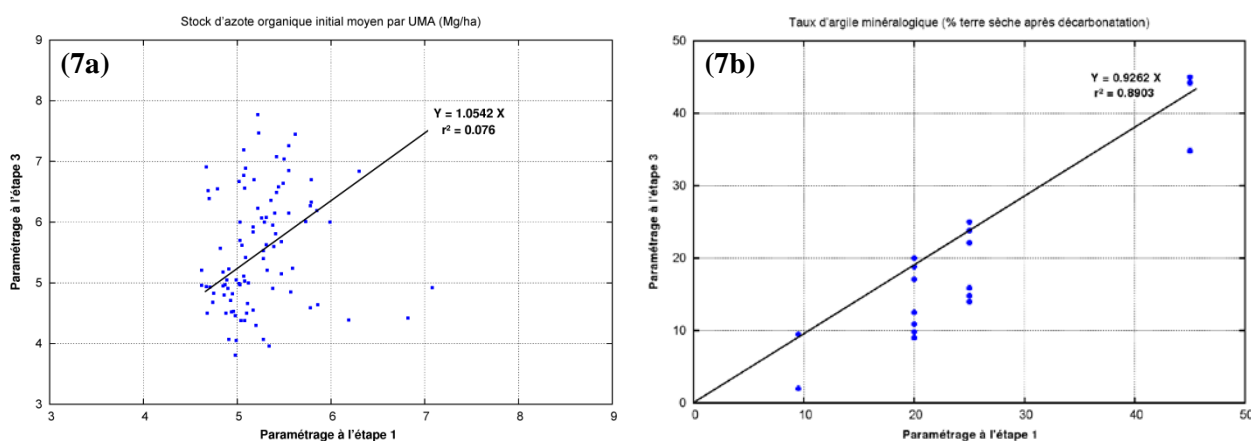


Figure 7 : Comparaison des valeurs moyennes des étapes 1 et 3: (7a) Stock d'azote organique moyen à l'échelle de l'UMA; (7b) Classes de taux d'argile minéralogique de l'horizon supérieur du sol

L'impact de ces modifications sur la valeur moyenne par UMA de certaines variables d'entrée est présenté dans le Tableau 4. Ce calcul de la valeur moyenne pondérée par UMA conduit à en lisser la variabilité par rapport à celle observée pour chaque situation élémentaire (non présentée).

Tableau 4 : Exemple de statistiques des valeurs moyennes par UMA, pour des variables modifiées par l'expertise : valeur moyenne arithmétique, écart type inter-UMA et corrélation entre les étapes 1 et 3

ENTREES	Etapes	Moyennes		Δ relatif <i>r</i> 3vs1	Coefficient de variation		Corrélation 3 vs 1
		1	3		1	3	
Stock Norg initial du sol (Mg Norg ha ⁻¹)		5.24	5.54	0.06	0.08	0.17	0.16
pH de l'horizon de surface		7.00	7.02	0.00	0.00	0.47	non déterminé
Date de semis (jour julien)		393	400	0.02	0.22	0.22	0.97
Date de récolte (jour julien)		600	600	0.00	0.07	0.06	1.00
% de restitution des résidus		100	57	-0.43		0.75	

Sorties directement dépendantes des entrées

Apports totaux organiques (Résidus + Produits résiduaux organiques; kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	73	49	-0.33	0.27	0.23	0.41
Fertilisation totale (minérale & organique) (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	98	104	0.05	0.43	0.29	0.94

Légende :

Forte modification		0 < r < 0.5
Modification moyenne	10% < r < 50%	0.5 < r < 0.9
Faible modification	r < 10 %	0.9 < r < 1
Non modifié	Egalité	1
Non renseigné	Non renseigné	Non renseigné

4.3.2 Modification des sorties d'intérêt agronomique

Les conséquences des modifications sur la mobilisation d'azote par les cultures et le rendement des cultures par UMA sont présentées dans le Tableau 5 ainsi que sur les Figure 8 et Figure 9. Bien que la quantité d'azote restitué soit sensiblement réduite, la quantité exportée est légèrement accrue de 8%, en lien avec l'augmentation des apports (cf. Tableau 4), tandis que la fixation symbiotique reste très faible (3.5 kg N.ha⁻¹.an⁻¹).

Comme attendu, les rendements des cultures de maïs ensilage, orge de printemps et blé ont cru d'au moins 85% entre les runs 1 et 3. En revanche, ceux des cultures de betterave sucrière et de maïs grain ont légèrement décru, probablement en lien avec la modification de la variable d'entrée Norg et donc de la minéralisation d'azote à laquelle ils sont sensibles, *a contrario* de la culture du pois protéagineux, qui fixe l'azote atmosphérique. Le maïs ensilage répond davantage à l'adaptation de la variété que le maïs grain,

probablement parce que sa récolte est beaucoup plus tardive. La réduction de moitié, entre les *runs* 1 et 3, du coefficient de variation inter-UMA du rendement des cultures d'orge de printemps, de maïs ensilage et de maïs grain, pourrait être vue comme la conséquence de l'adaptation de leurs variétés. Cependant, ce coefficient baisse pour les cultures de pois protéagineux et de tournesol, qui n'ont pas fait l'objet d'une adaptation variétale, tandis que celui de la culture de la pomme de terre s'accroît. Cela montre l'existence d'interactions qu'il est difficile de cerner à cette échelle et demanderait d'investiguer à l'échelle infra-UMA.

Tableau 5 : Statistiques des flux d'azote et des rendements des cultures : moyennes, écarts relatifs, coefficients de variation et coefficient de corrélation entre les runs 1 et 3

ENTREES	Etapas	Moyennes		Δ relatif <i>r</i> <i>3vs1</i>	Coefficient de variation		Corrélation <i>3vs1</i>
		1	3		1	3	
Sorties d'intérêt agronomique							
Exportations d'azote (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		176	190	0.08	0.73	0.66	0.97
Quantité restituée par les résidus (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		68	18	-0.74	1.26	0.70	-0.28
Fixation symbiotique (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		3.1	3.5	0.11	0.91	0.87	0.98
Rendements (qx ha⁻¹)							
<i>Semis d'automne</i>							
Colza		45	35	-0.23	0.13	0.07	0.49
Escourgeon		67	62	-0.07	0.10	0.08	0.83
Blé tendre		63	63	0.00	0.09	0.10	0.90
Blé dur		30	55	0.85	0.19	0.20	0.83
<i>Semis de printemps</i>							
Orge de printemps		22	44	0.97	0.34	0.20	0.92
Pois protéagineux		42	42	0.00	0.20	0.11	0.63
Betterave sucrière		599	523	-0.13	0.16	0.12	0.31
Maïs grain		76	73	-0.04	0.38	0.29	0.90
Maïs ensilage		123	388	2.16	0.49	0.14	0.61
Lin		27	21	-0.22	0.30	0.32	0.71
Tournesol		19	20	0.04	0.21	0.12	0.44
Pomme de terre		491	537	0.09	0.15	0.29	0.29

Légende :

Très forte modification	$ r > 100\%$	Cor. négative
Forte modification	$50\% < r < 100\%$	$0 < r < 0.5$
Modification moyenne	$10\% < r < 50\%$	$0.5 < r < 0.9$
Faible modification	$ r < 10\%$	$0.9 < r < 1$
Non modifié	Egalité	1
Non renseigné	Non renseigné	Non renseigné

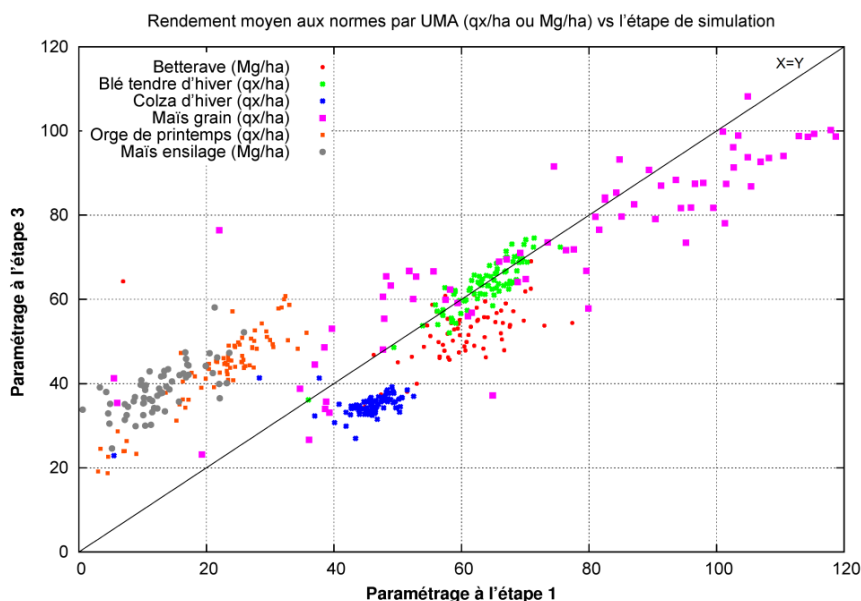


Figure 8 : Comparaison du rendement moyen par culture et par UMA, entre les étapes 1 et 3 : rendement en grain aux normes (qx ha-1) ou en matière fraîche (Mg ha-1)

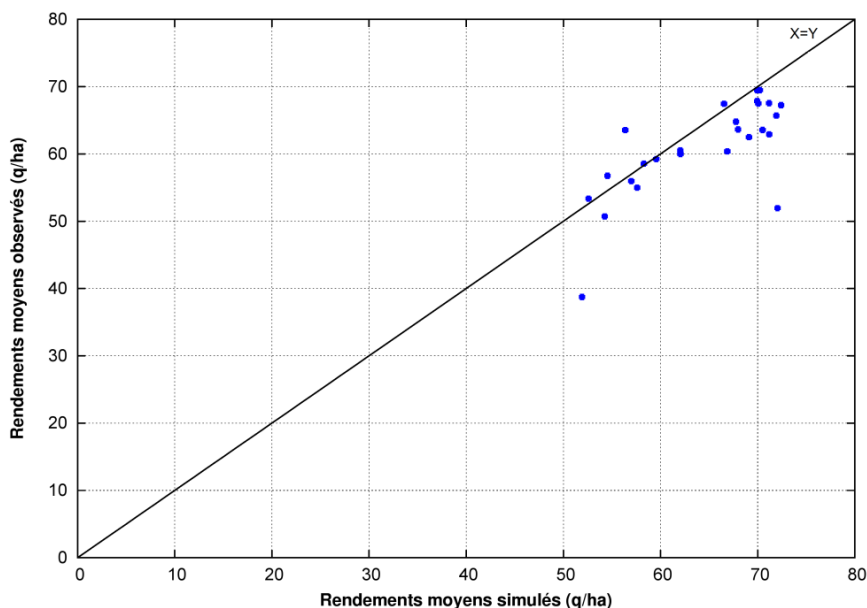


Figure 9 : Comparaison des rendements (qx ha-1 aux normes) simulés en étape 3 et observés à l'échelle départementale : culture du blé tendre d'hiver.

Les rendements simulés avec le *run 3* peuvent être comparés aux rendements moyens régionaux observés (cf. Tableau 6). C'est le seul test actuellement disponible de la capacité prédictive du modèle spatialement distribué. Les attendus de ce test sont que le rendement simulé, qui n'intègre pas tous les facteurs limitant la production en situation réelle, soit légèrement supérieur au rendement observé (Beaudoin et al, 2008)¹⁸. Le résultat de cette confrontation pour la culture de blé apparaît satisfaisant, les données étant proches de la première bissectrice (cf. Figure 9). Ce résultat montre néanmoins que le modèle a pu être calé sur des situations n'exprimant pas toujours le potentiel de rendement ou qu'il surestime l'effet de certains stress. Pour l'ensemble des cultures, le biais de simulation est compris entre -20% (tournesol) et +34% (pomme de terre), de façon attendue car ce sont les deux espèces les moins bien paramétrées. Ces résultats montrent l'importance de disposer de jeux de données de calibration pour toutes les cultures.

Tableau 6 : Ecarts relatifs entre rendements simulés et observés par département (référence : Statistiques Agricoles Annuelles)

Culture	Ecart relatif (%)	Culture	Ecart relatif (%)
Blé tendre	-4.5	Maïs grain	-12.5
Blé dur	-16.5	Colza	+17.1
Escourgeon	+0.6	Tournesol	-19.7
Maïs ensilage	+8.9	Pomme de Terre	+34.7
Pois	-10.6	Betterave	-18.3
Orge de Printemps	-8.7		

La prédiction des rendements joue directement sur la simulation des exportations d'azote et indirectement sur la lixiviation, en étant puits d'azote minéral et source d'azote organique via les restitutions aux cultures. Cependant, la lixiviation s'évalue surtout à l'échelle de la rotation. La conséquence des biais de prédiction du rendement par culture peut être relativisée à l'échelle régionale, car il existera des compensations d'erreur entre les exportations d'azote des cultures. En revanche, une prédiction à l'échelle locale et annuelle doit être prise avec prudence, car « il n'est pas possible d'attester de l'exactitude de la prédiction en tout temps et tout lieu ». (Beaudoin, 2006)¹⁹

4.3.3 Modification des sorties d'intérêt environnemental

Le surplus d'azote, solde entre les apports et les exportations d'azote, n'était pas accessible pour le *run* 1 (cf. Tableau 7). La valeur calculée pour le *run* 3 est en moyenne de 34 kg N ha⁻¹an⁻¹. Ce surplus se partage entre un enrichissement du stock N du sol et des pertes vers l'hydrosystème (lessivage) ou l'atmosphère (émissions de NH₃, N₂, N₂O). Il est identique à la valeur de 35 kg N ha⁻¹.an⁻¹ mesurée sur le bassin de Bruyères²⁰ pendant 9 ans et un peu plus faible que la valeur de 51 kg N ha⁻¹ an⁻¹ calculée sur un réseau de fermes par Anglade (2015)²¹. Il est possible que le surplus soit sous-estimé car la cohérence des données entre les systèmes d'élevage et les systèmes de grandes cultures est à vérifier, en confrontant les quantités de résidus de culture exportés et celles de Produits Résiduaires Organiques (PRO) apportés.

L'amélioration des versions (*run* 1 → *run* 3) a peu d'impact sur le drainage d'eau sous la zone racinaire : la réduction de 6% peut être mise en relation avec l'augmentation des exportations d'azote (cf. Tableau 7). Elle semble complètement homothétique entre les différentes UMA.

Tableau 7 : Statistiques des valeurs moyennes par UMA, de variables d'intérêt environnemental : valeur moyenne arithmétique, écart-type inter-UMA et corrélation des valeurs entre les étapes 1 et 3.

ENTREES	Etapes	Moyennes		Δ relatif (r) 3vs1	Coefficient de variation		Corrélation 3vs1
		1	3		1	3	
		Sorties d'intérêt environnemental					
Surplus d'azote (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		34			0.23		
Drainage d'eau sous racinaire (mm an ⁻¹)	273	255	-0.06	0.41	0.41	1.00	
Lixiviation d'azote (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	35	30	-0.15	0.47	0.36	0.80	
Pertes d'azote par voies gazeuses (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	23	21	-0.06	0.23	0.33	0.64	
Concentration en nitrates en zone agricole (mg NO ₃ L ⁻¹)	58	54	-0.07	0.34	0.35	0.81	
Concentration globale du bassin (mg NO ₃ L ⁻¹)		39			0.43		
Stock Norg final du sol (Mg Norg ha ⁻¹)		4.13			0.12		

Légende :

Très forte modification	r > 100%	Corrélation négative
Forte modification	50% < r < 100%	0 <r < 0.5
Modification moyenne	10% < r < 50%	0.5 <r < 0.9
Faible modification	r < 10 %	0.9 <r < 1
Non modifié	Egalité	1
Non renseigné	Non renseigné	Non renseigné

La lixiviation moyenne d'azote est plus sensible au run : elle a diminué de 15% dans le run 3, suite à la modification du drainage et l'augmentation des exportations d'azote (cf. Tableau 7). La concentration en nitrate a diminué de 7% entre les runs 1 et 3. Les pertes d'azote sous forme gazeuse ont été légèrement réduites. La répartition spatiale de ces flux est modifiée puisque le coefficient de corrélation entre les 2 runs est inférieur à 0.80. Ces changements sont la résultante de tous ceux constatés précédemment.

Les changements affectant la simulation de la production des cultures ont tendance à être lissés à long terme, ce qui conduit à extérioriser l'influence des caractères permanents liés au sol²². Ainsi, le coefficient de corrélation entre la quantité lixiviée et Norg est de 0.47 et de 0.43 pour les runs 1 et 3 respectivement (non présenté), tandis que le coefficient de corrélation entre ces 2 runs pour la variable Norg est seulement de 0.16 (cf. Tableau 4). Le changement de répartition de Norg a impacté celui de la lixiviation. Ce résultat est cohérent avec l'étude sur le bassin de Bruyères²⁰ montrant la forte sensibilité de la lixiviation à la teneur en N organique à long terme, toutes choses restant égales par ailleurs. Le changement de répartition n'impacte

pas les flux moyens pondérés mais peut avoir des conséquences importantes à l'échelle d'une ressource locale.

Un moyen de tester la réponse du modèle est d'explorer les relations entre les variables simulées. Les graphiques en Figure 10 décrivent la variabilité de l'azote lixivié annuellement à l'échelle du sol et de la durée totale de la simulation.

Cette variabilité n'est expliquée qu'en partie par celle du stock d'azote minéral au 15 novembre, c'est-à-dire la date moyenne de début de drainage (cf. Figure 10a); ceci résulte du fait qu'une partie seulement du stock de N minéral est lessivé lorsque le drainage est faible (points à droite du graphique) ou que la minéralisation hivernale contribue au lessivage lorsque le drainage est important (points en haut à gauche du graphique). La variabilité de la lixiviation est beaucoup mieux expliquée dans la Figure 10b. La variable explicative est le produit du stock d'azote minéral au 15/11 et du taux de renouvellement de l'eau du sol, c'est-à-dire le rapport entre le drainage annuel et la capacité de rétention en eau du profil du sol. Cette capacité de rétention représente environ 1.5 fois la réserve utile en sol sableux, 2 fois en sol limoneux et 2.5 fois en sol argileux. Le rapport donne une estimation relative de la convection du nitrate à l'échelle du profil et de l'année²³.

Son produit avec le stock d'azote minéral en début de drainage intègre de façon empirique le poids des processus de convection et de minéralisation hivernale sur la lixiviation. Il associe deux variables dont les déterminismes diffèrent : le reliquat d'azote est majoritairement tributaire des pratiques agricoles; le taux de renouvellement de l'eau du sol est majoritairement liée au pédo-climat¹⁹. La part non expliquée de la variabilité de la lixiviation provient d'autres facteurs pris en compte par STICS : la répartition initiale de l'azote au sein du profil, la dispersion du nitrate pendant sa migration et la discrétisation temporelle du processus de drainage dont la date de début est très variable. Ainsi, ces deux graphiques montrent le double intérêt de recourir à une modélisation dynamique : pouvoir prédire la forte variabilité du reliquat d'entrée d'hiver et prendre en compte de façon dynamique le phénomène de lixiviation.

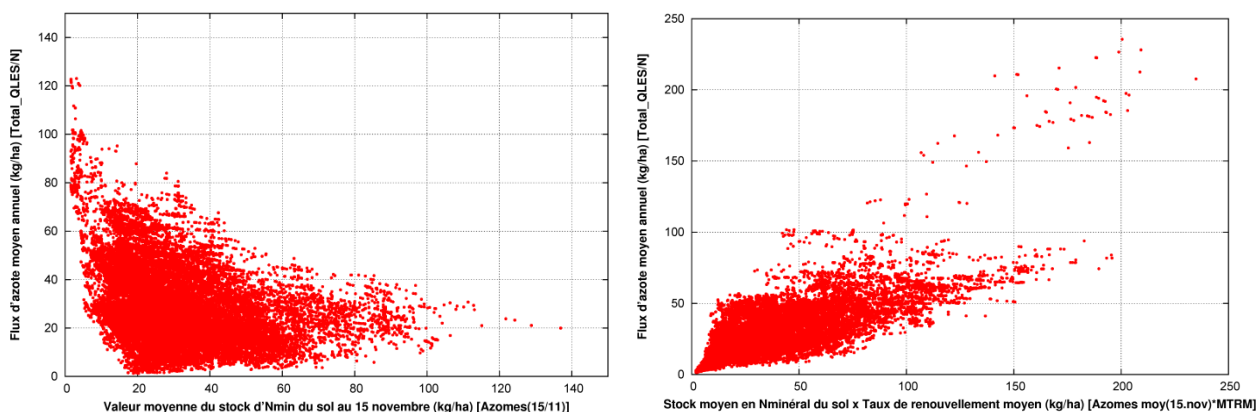


Figure 10 : Relations entre variables simulées à l'échelle locale pour la période de simulation : (10a) Relation entre l'azote annuel lixivié (kg N ha-1) et le stock d'azote minéral au 15 novembre (kg N ha-1) (10b) Relation entre l'azote annuel lixivié (kg N ha-1) et le produit du stock d'azote minéral au 15 novembre (kg N ha-1) et du taux annuel de renouvellement d'eau du profil de sol

La phase finale de l'expertise a consisté en l'examen de la teneur moyenne pondérée en nitrate dans l'eau de percolation sous la zone racinaire (cf. Figure 11). Elle a mobilisé les connaissances acquises localement sur la concentration nitrique de l'eau drainée mesurée dans quelques dispositifs expérimentaux²⁴. Pour un techno-pédo-climat donné, à l'échelle de la rotation, il est en effet plus aisé de raisonner en termes de teneur moyenne qu'en flux d'azote car ce dernier est beaucoup plus variable avec le volume drainé. La carte des

concentrations met en évidence l'importance des grandes assises géologiques, qui correspondent à des systèmes agricoles et des conditions pédologiques spécifiques. La zone champenoise, la petite Beauce produisent des eaux à forte concentration, en cohérence avec les résultats de Schnebelen et al., 2004²⁵ et Constantin et al., 2011²⁶. Les assises du tertiaire apparaissent comme des zones hétérogènes, en cohérence avec les résultats de Beaudoin et al, 2005²². Les zones de plaquage limoneux de Normandie apparaissent bien comme des milieux moins émetteurs. Par contre le niveau important de pertes en nitrate des zones limoneuses de Picardie surprend. Il pourrait s'expliquer en partie par la fréquence de production de printemps telle la pomme de terre. Néanmoins, il est probable que la profondeur maximale de sol, limitée à 120 cm est insuffisante et qu'il faut l'augmenter à l'avenir. A l'exception du Pays de Bray, où la présence de fortes concentrations pose question, les zones d'élevage dominant de l'Est et de l'Ouest montrent des concentrations logiquement assez faibles mais il faudra y vérifier la cohérence du ratio exportation de résidus/apports d'effluents.

La Figure 11 présente ainsi la répartition spatiale des concentrations sous-racinaires moyennes simulées par STICS sur la durée totale de simulation (1971 – 2013). STICS étant un modèle de simulation agricole, ces concentrations sont, à ce stade, représentatives d'un territoire couvert intégralement de terres arables. Ces sorties seront par la suite modulées (cf. §. 5) via les données issues de la base Corine Land Cover, afin de rendre compte de la réelle occupation du sol.

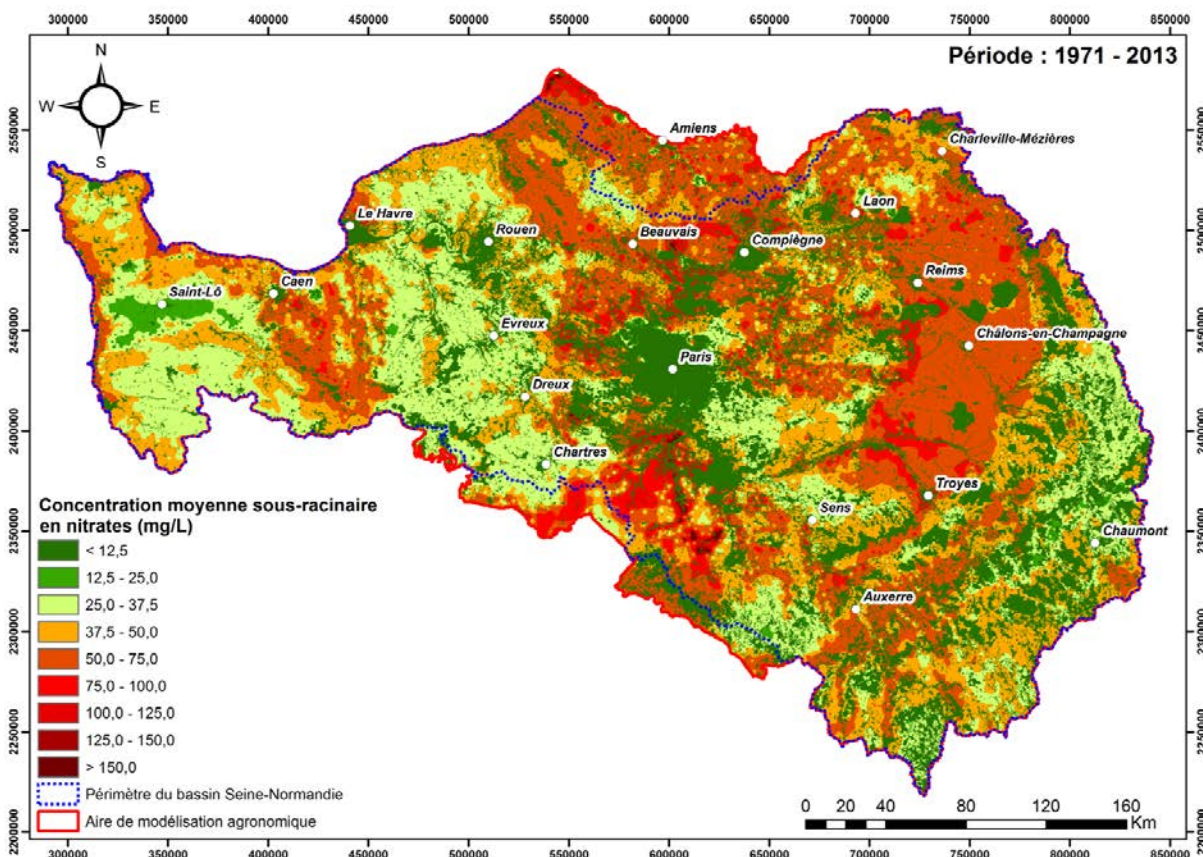


Figure 11 : Carte des concentrations moyennes en nitrate dans l'eau de percolation sous la zone racinaire pour la durée de simulation 1971 – 2013 (concentrations non modulées par l'occupation du sol)

4.3.4 Conclusion

L'expertise a porté autant sur les entrées que sur les sorties. Elle a consisté en des tests de cohérence et de sensibilité, mais pourrait profiter davantage de données de télédétection. Les prédictions à l'échelle locale et annuelle n'ont pu être examinées. Elles doivent être considérées avec prudence, à cause des erreurs aléatoires qui affectent les simulations mais aussi les observations. L'expertise s'est appliquée à l'échelle de l'UMA et de la région. Elle a surtout visé à éliminer les biais (systématiques) de simulation sans pouvoir réduire des écarts aléatoires ponctuels et/ou locaux. A l'échelle de l'UMA et de la rotation, on peut espérer qu'il se produit une compensation entre erreurs aléatoires de simulation.

L'étude sur la métrologie des pertes de nitrate devra se poursuivre en privilégiant les sources d'erreurs systématiques, tant dans les techniques (relation résidus-PRO; sous-estimation du rendement) que les caractéristiques permanentes du sol auquel le modèle est sensible. Par ailleurs, la validation de cette base de données simulée permettra d'engager un processus de méta-modélisation, reliant de façon statistique des variables de sortie d'intérêt à des entrées accessibles.

Enfin et surtout, la modélisation couplée agronomie-hydrogéologie consiste en une phase de validation globale ultime de l'ensemble de la chaîne de modélisation.

5 Résultats des simulations agronomiques spatialisées et association avec les modèles hydrogéologiques

À partir des bases de données disponibles, une simulation complète a été réalisée au pas de temps journalier sur la période 1971-2013, afin de générer les flux d'eau (lames d'eau drainée) et de flux d'azote (lessivage sous-racinaire) sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie. STICS étant un modèle de simulation agricole, il ne permet ainsi que de rendre compte de la pollution issue des zones agricoles. Les 4 figures suivantes illustrent le type de résultats obtenus via le modèle STICS spatialisé pour les décennies 1980 et 2010 en termes de lame d'eau drainée sous territoire agricole (cf. Figure 12 et Figure 14) et de flux d'azote associé (cf. Figure 13 et Figure 15).

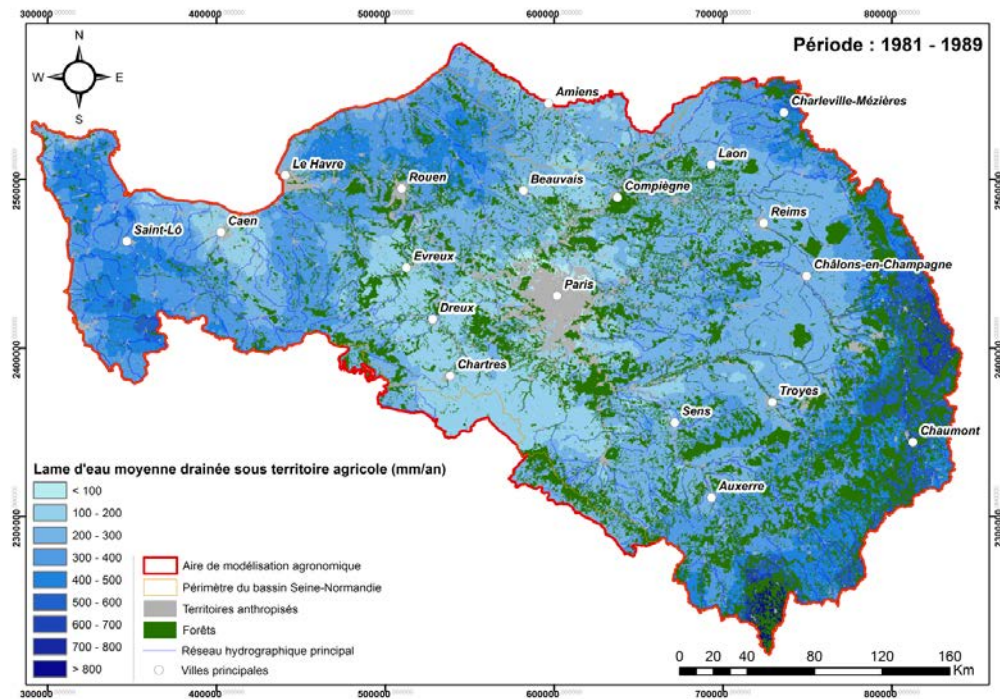


Figure 12 : Lame d'eau drainée annuelle moyenne sous-racinaire simulée par STICS en zone agricole pour la période 1981 - 1989 (mm an-1)

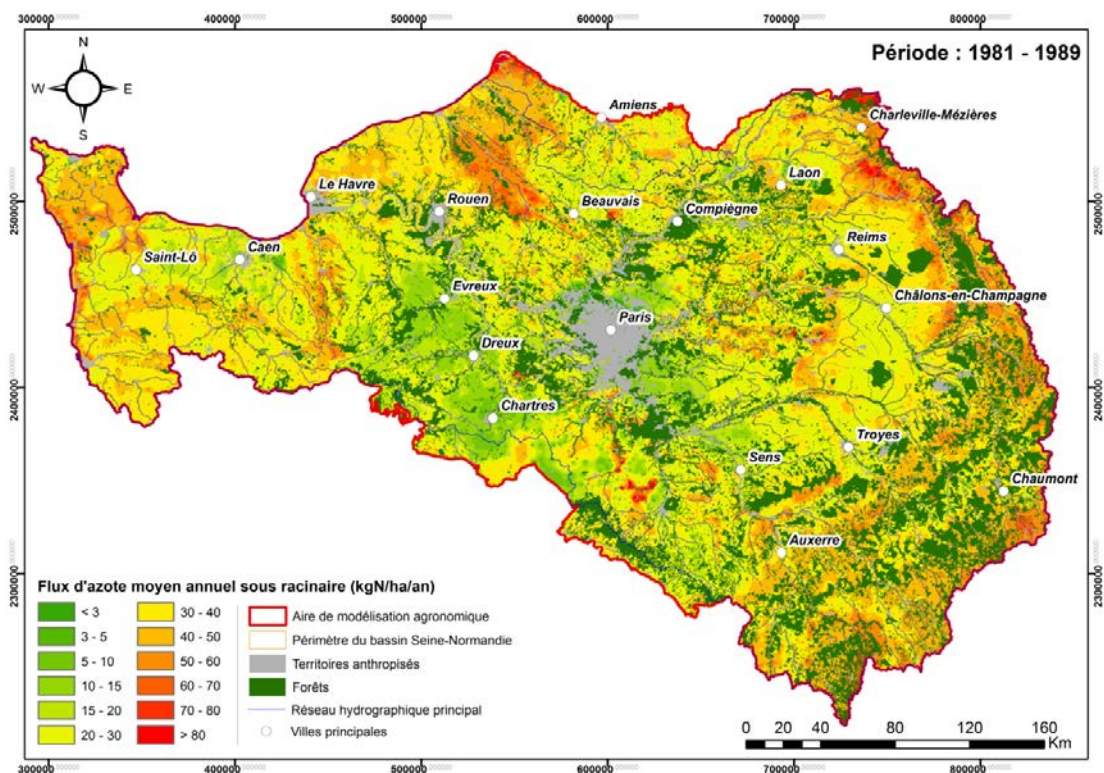


Figure 13 : Flux d'azote annuel moyen sous-racinaire simulé par STICS en zone agricole pour la période 1981 - 1989 (kg N ha-1 an-1)

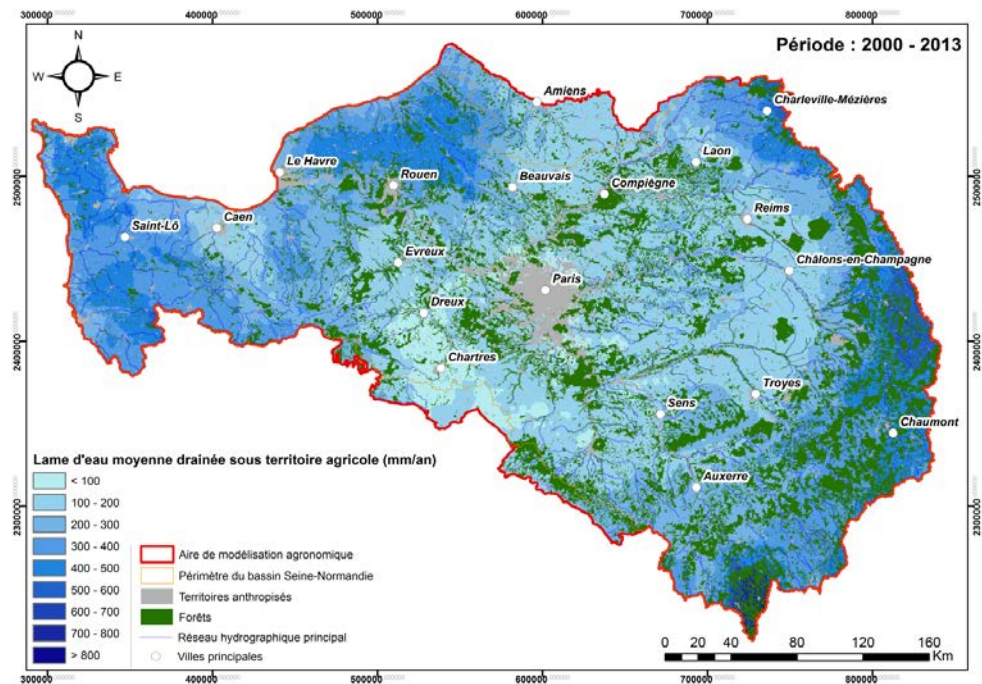


Figure 14 : Lame d'eau drainée annuelle moyenne sous-racinaire simulée par STICS en zone agricole pour la période 2000 - 2013 (mm an-1)

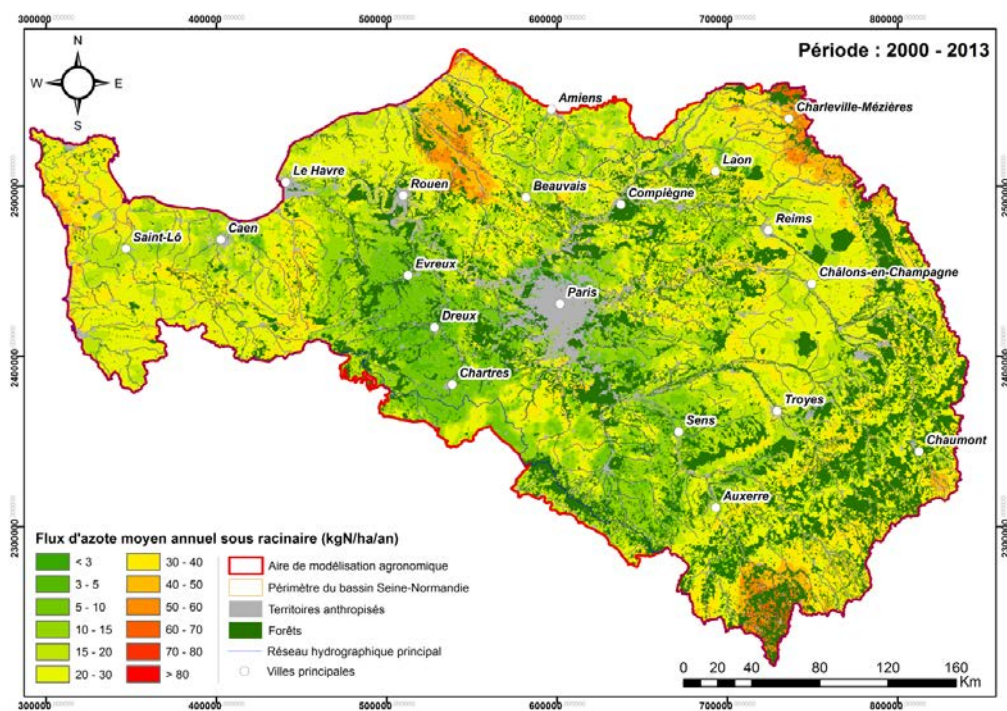


Figure 15 : Flux d'azote annuel moyen sous-racinaire simulé par STICS en zone agricole pour la période 2000 - 2013 (kg N ha-1 an-1)

Aux niveaux des différents modèles hydrogéologiques développés, le calcul du bilan hydrique des précipitations par le module de surface (cf. Figure 1 et Figure 4) fournit les débits ruisselés et infiltrés sur chaque maille du domaine de surface au pas de temps journalier, et ce, pour tous les types d'occupation du sol rencontrés. Le modèle STICS lui, fournit au même pas de temps, les flux d'azote sous-racinaires et les débits drainés à la base de la même zone sous-racinaire pour les zones agricoles.

A partir de ces données, des concentrations sous racinaires sont alors calculées pour les zones agricoles en associant les flux d'eau et d'azote calculés par STICS. C'est également à ce niveau du calcul que sont pris en compte les proportions de surfaces cultivées par rapport aux zones non agricoles : zones urbaines, couverts forestiers dont les flux d'azote, très faibles, sont considérés comme négligeables au regard des sols cultivés. Des concentrations respectives de 8 et 10 mg NO₃ L⁻¹ ont toutefois été imposées sous couvert forestier et sous zone urbaine. L'eau d'infiltration contenant la concentration en nitrate est ensuite acheminée vers les nappes souterraines après passage dans la zone non saturée (cf. Figure 4).

Les résultats de simulations donnent des flux moyens pondérés à l'échelle du bassin, qui sont de 255 mm an⁻¹ (eau), 29.7 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (azote) et 35.9 mg NO₃ L⁻¹ (nitrates).

6 Recalibration des modèles hydrogéologiques

Comme précédemment évoqué, cette étude a également permis la mise à jour des calages hydrogéologiques des différents modèles, lesquels régissent à la fois les transferts d'eau et de matière. Cette phase de travail étant actuellement toujours en cours, la méthodologie ainsi que les types de résultats qui seront à disposition sur l'ensemble du domaine d'étude, sont présentés ici à titre d'exemple, sur un des sous-modèles : le modèle « Marne-Loing ». Pour rappel, la stratigraphie intégrée au modèle⁹ distingue deux grands types de formations : les formations de la Craie, couvrant l'intégralité du modèle, laquelle se trouve sous recouvrement des formations Tertiaire au sud du domaine (cf. Figure 16). Le modèle Modcou permet d'avoir accès et de calibrer les réponses hydrodynamiques, entre autres, de trois variables :

- **les débits en rivières aux stations hydrométriques** : le modèle calcule de façon journalière l'évolution temporelle des débits calculés sur l'ensemble du réseau hydrographique simulé (réseau de mailles « rivière » - cf. Figure 16). La comparaison de ce débit calculé avec les débits mesurés aux stations hydrométriques n'a évidemment de sens que pour les rivières dont l'ensemble du bassin versant est simulé. Ceci limite fortement le nombre de stations pouvant être utilisées à titre de comparaison mesures/calcul et le choix des rivières aux « petites » rivières de tête de bassin, les rivières plus importantes prenant leur source en dehors de l'emprise des modèles. Un exemple de résultat en est donné en Figure 16a,
- **la piézométrie** : de la même manière que pour le calcul des débits en rivières, un calcul en régime transitoire permet de caler des paramètres hydrodynamiques de la nappe (transmissivités et coefficient d'emmagasinement) en comparant l'évolution temporelle de la piézométrie calculée et observée sur les principaux ouvrages répartis sur le domaine. Les Figure 16b et Figure 16c illustrent à titre d'exemple les résultats obtenus, après calage, sur 2 ouvrages sélectionnés,
- **l'évolution de la pollution nitrique en nappe** : le principal but de ces modélisations est de tenter de reproduire, du mieux possible, les évolutions temporelles des concentrations en nitrate mesurées dans différents ouvrages répartis sur l'ensemble des zones d'étude. Une des principales difficultés rencontrées dans ce genre de simulation se trouve être la phase d'initialisation du système. En effet, au temps t_0 de simulation, l'ensemble du système est vierge de toute pollution azotée (zone non saturée, formations aquifères). Imposer une carte de concentrations mesurées en aquifère à une date donnée est illusoire puisque, parallèlement, il est impossible, par manque total d'information, d'associer une concentration à l'ensemble des eaux présentes dans les autres secteurs du système

hydrogéologique (formation non saturée notamment). Il est donc nécessaire de réaliser une phase d'initialisation sur N années avant le début « effectif » du calcul à partir des flux d'eau et de nitrate calculés depuis 1971. La durée de la phase d'initialisation est propre à chaque modèle car elle dépend fortement de la géométrie du système et notamment de l'épaisseur des formations non saturées. La durée moyenne de cette phase oscille entre 20 et 40 ans.

Dans la phase d'initialisation de N années, est imposé un flux d'eau moyen des années 1970 associé à un flux de nitrate correspondant à la même période. En d'autres termes, les simulations commencent à l'année 1971- N , avec un flux d'eau et de nitrates moyens correspondant aux années 1970 imposés pendant N années (jusqu'en 1971 donc). Ensuite, le calcul s'enchaîne avec les évolutions journalières calculées par STICS et Modcou.

Au niveau du paramétrage du modèle, aucune modification n'est apportée sur les paramètres hydrodynamiques précédemment calés afin de ne pas modifier la dynamique hydraulique du système. Seule la porosité cinématique affectée à chaque maille du domaine souterrain est susceptible d'être calée. Elle représente le volume de vide de la formation aquifère dans laquelle l'eau peut circuler. On remarque donc que cette notion de porosité, utilisée dans le transport de polluant par exemple, est liée à la notion de circulation des fluides et non au pourcentage de volume occupé par la phase fluide dans la formation.

Pour l'ensemble des modèles, le pas de temps de calcul retenu pour les simulations en régime transitoire de transport des nitrates dans l'hydrosystème (et donc de concentration moyenne injectée) est de 10 jours. De même que pour le calage aux piézomètres, les Figure 16d, Figure 16e et Figure 16f présentent des exemples de résultats obtenus après calage.

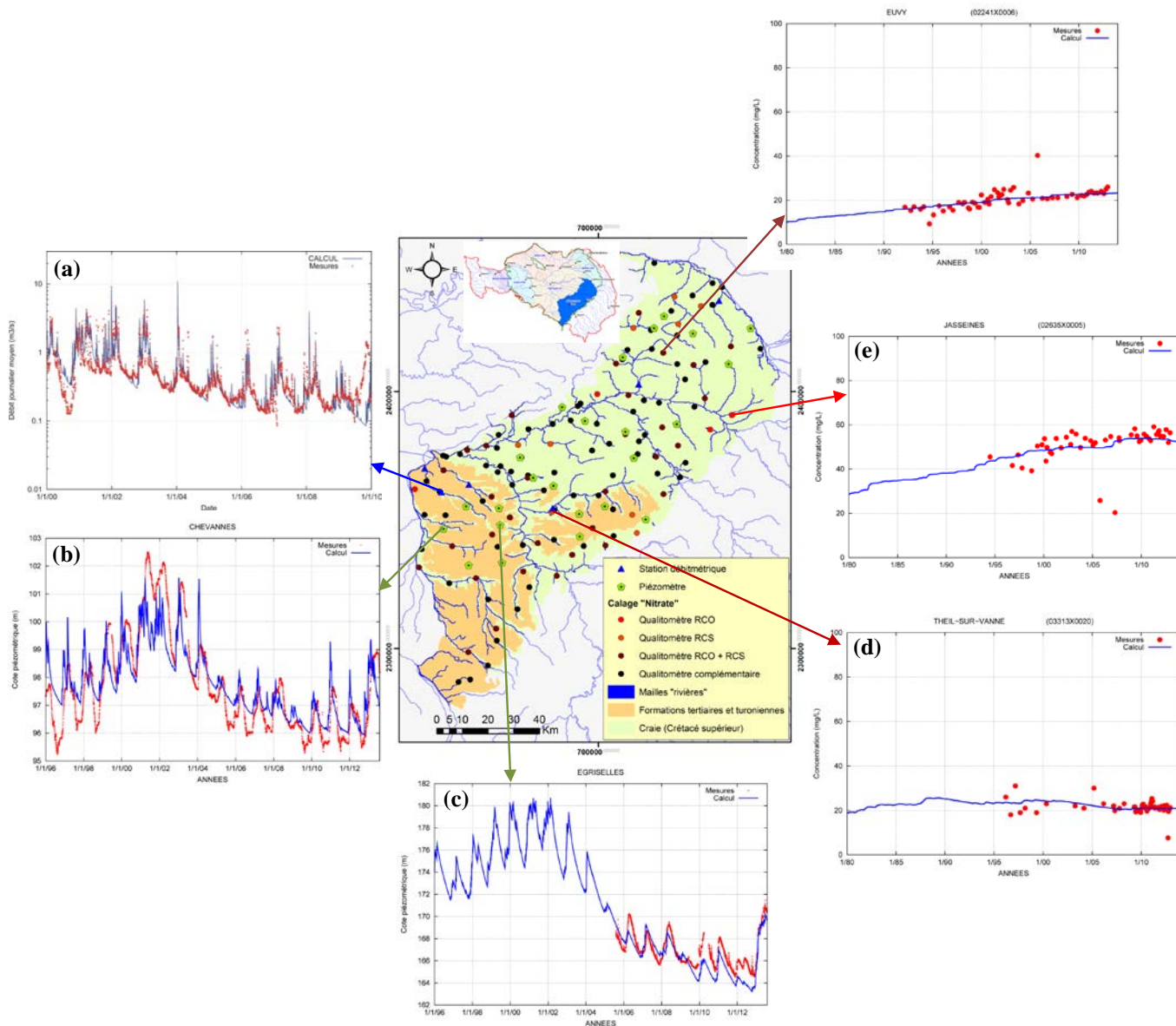


Figure 16 : Le modèle « Marne-Loing » : localisation et exemple de types d'ouvrages intégrés dans le calage du modèle

Une fois le calage effectué sur l'intégralité des points de mesures retenus, la simulation est à même de reconstituer les différents zonages spatio-temporels de la pollution nitrique sur la durée de la simulation comme l'indique par exemple, la Figure 17 ci-après, pour la fin des années 1980 et 2010 dans la nappe de la Craie.

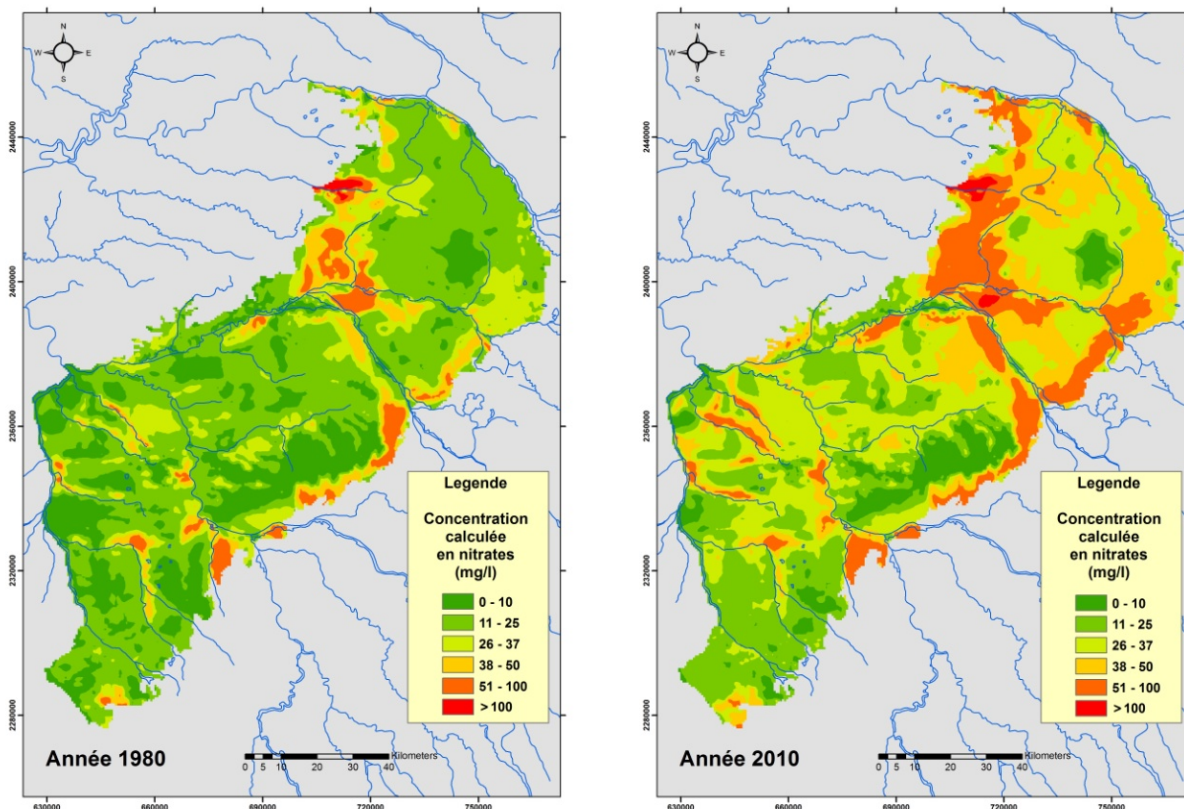


Figure 17 : Concentrations calculées en nitrate dans la nappe de la Craie pour les années 1980 et 2010

La tendance globale est à l'augmentation de la teneur en nitrate de la nappe; elle s'explique par l'importance de la fonction source de nitrate entre 1970 et 2013 (cf. Figure 11). Les concentrations en nitrate de l'eau de percolation sont comprises entre 50 et 75 mg NO₃ L⁻¹ sur la moitié Nord et centre de la zone. Elles atteignent même 75 à 100 mg NO₃ L⁻¹ le long de la cuesta de Champagne, sur la frange Nord et centre Ouest de la zone. Par contre, elles sont moindres au Sud, autour de Sens.

Les concentrations par zones se différencient au cours du temps. L'inertie dans le Sud apparaît plus forte, malgré un drainage plus élevé qu'au Nord. Au Sud, la nappe de la craie est en grande partie protégée par la nappe du tertiaire, à l'exception des vallées, ce qui conduit à la quasi-stabilité de ses concentrations (cf. Figure 16). En dehors de cette zone, il apparaît une différenciation induite par la variabilité des entrées précédemment décrites. La différenciation peut aussi impliquer les temps de transfert, liés à l'épaisseur de la zone non saturée.

7 Modélisation de scénarios d'évolution de la pollution nitrique à l'échelle du bassin Seine-Normandie

Comme mentionné en introduction, un des points forts de la modélisation est de pouvoir prolonger les simulations à moyen terme, à pressions constantes ou sous forçages agro-climatiques prédéfinis afin d'anticiper les grandes tendances de l'évolution de la pollution nitrique des différentes masses d'eau et de valider la pertinence des objectifs de gestion fixés.

Les simulations de scénarios évoquées dans la suite utilisent les données climatiques générées par le modèle régional Aladin-Climat (CNRM). Dans le cadre du 5^{ème} rapport d'évaluation du GIEC, la communauté scientifique a défini un ensemble de nouveaux scénarios appelés « *profils représentatifs d'évolution de concentration de gaz à effet de serre* » (RCP), chacun s'appuyant sur un profil prédéterminé d'évolution de concentration de gaz sous différents forçages radiatifs²⁷. Les données issues des simulations climatiques globales initiales ont été désagrégées de manière continue à une résolution de 12 km.

Ces simulations à l'échelle de la France métropolitaine ont été réalisées sur la période continue 1950 - 2100 pour trois des scénarios élaborés : *RCP2.6*, *4.5* et *8.5* et ont été projetées sur une grille au pas de 8 km de résolution (maillage SAFRAN).

Les données associées au profil intermédiaire de concentrations de gaz à effet de serre (*RCP4.5*), au maximum sur la période 2014 - 2060 a été retenu pour les simulations suivantes - les profils restants *RCP2.6* (scénario optimiste intégrant les effets de politiques de réduction des émissions susceptibles de limiter le réchauffement planétaire à 2°C) et *RCP8.5* (scénario pessimiste) étant considérés comme extrêmes. Les paramètres météorologiques utilisés pour le modèle STICS sont alors directement ceux simulés par le modèle Aladin, à l'exception de l'évapotranspiration potentielle qui est calculé *a posteriori*, par le biais de la méthode classique de Penman.

7.1 Evaluation de l'impact des données météorologiques utilisées sur les flux d'azote calculés : comparaison SAFRAN/Aladin-climat

Quel que soit le scénario climatique, les données Aladin-climat ont été corrigées de leurs biais à partir d'analyses de données SAFRAN, utilisées en tant qu'observations. Ces modifications sont appliquées selon la méthode quantile/quantile²⁸ et permettent de corriger des erreurs systématiques sur les moyennes, de corriger les plus gros défauts du modèle météorologique notamment en termes d'intensité des phénomènes extrêmes ou encore de fréquence de jours pluvieux. Cette méthode est appliquée *a posteriori* sur les paramètres simulés afin de minimiser les écarts entre les distributions statistiques des données quotidiennes simulées et observées, et ce, en chaque point de la grille.

Cette méthode ne se contente pas de corriger les biais des valeurs moyennes des variables climatiques de la simulation de référence, mais corrige également les biais de leurs distributions statistiques en ramenant les fonctions de distribution des variables simulées vers les fonctions de distribution des observations. Les statistiques des événements calculés à partir des variables corrigées de la simulation de référence sont donc très proches des statistiques des événements observés. Les mêmes corrections sont aussi appliquées aux résultats des scénarios du climat futur en faisant l'hypothèse que les biais induits par le modèle sur les distributions statistiques restent inchangés entre le climat actuel et le climat futur.

Ainsi, de manière à pouvoir quantifier les écarts moyens obtenus concernant les flux et les concentrations simulées par STICS sous changement climatique et à s'assurer que ces écarts restent relativement minimes sur le long terme, il a été réalisé une simulation dont les conditions sont matérialisées sur la Figure 18. Celle-ci consiste à réitérer la même simulation que celle effectuée sur la période 1971 - 2013, non pas en utilisant les données SAFRAN mais les données de référence corrigées « Temps présent » Aladin-Climat. La simulation se déroule ainsi sur la période commune avec celle de référence Aladin : 1971 - 2005. Les autres paramètres (sols, pratiques agricoles et paramètres structuraux de STICS) demeurent identiques.

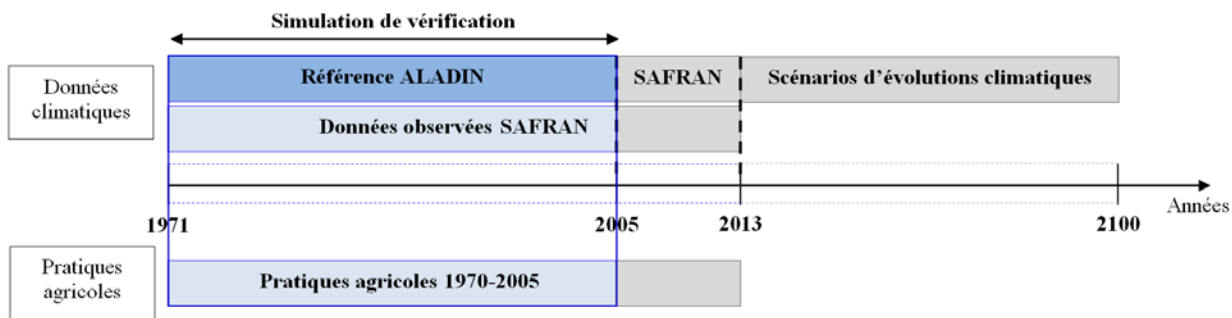


Figure 18 : Schématisation des conditions utilisées dans le cadre de la simulation de vérification SAFRAN/Aladin-Climat (référence « Temps présent »)

La Figure 19 représente, à l'échelle spatiale de la masse d'eau, le différentiel moyen interannuel en flux d'azote sous-racinaire obtenu en comparant les résultats des deux simulations respectivement opérées sous séries climatiques SAFRAN et ALADIN-référence « Temps présent » pour la période considérée.

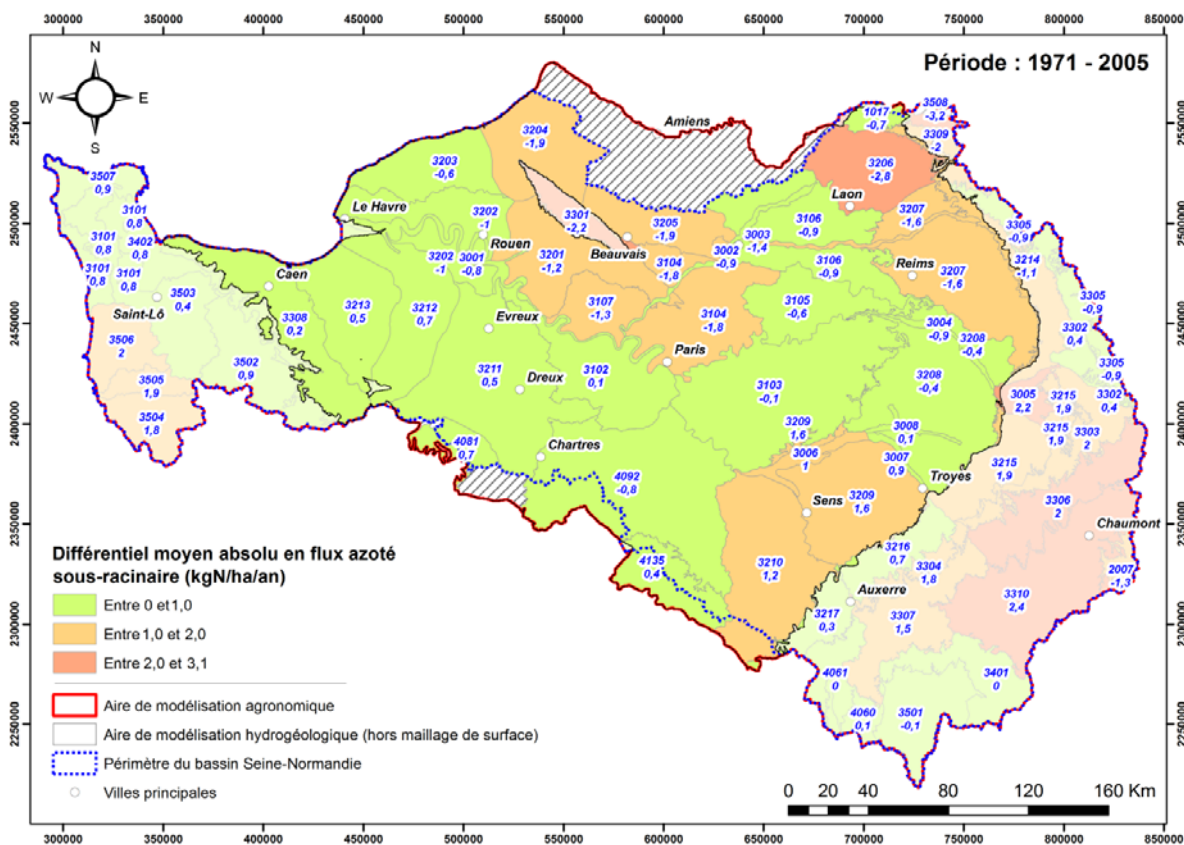


Figure 19 : Différentiel moyen interannuel en flux d'azote sous-racinaire à l'échelle des masses d'eau souterraines sur la période 1971 - 2005

Les gammes de valeurs calculées indiquent un écart moyen de $0.61 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur l'ensemble des masses d'eau incluses au sein de l'aire de modélisation hydrogéologique, soit environ 2% du flux moyen annuel simulé à cette même échelle ($29.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Ainsi, la mise en évidence de ce faible écart nous permet pour la suite, d'attribuer un certain degré de confiance dans les simulations STICS réalisées sous conditions de changement climatique. Quatre scénarios ont alors été mis en place :

- **« Pas de modifications de pratiques » (scénario de référence – horizon 2060)** : Ce scénario consiste à maintenir une pression azotée constante sur toute la durée de la période 2014 - 2060, et ce, en prolongeant les systèmes de culture (pratiques agricoles et assolements) décrits pour la période la plus récente (2006 - 2013),
- **« Réduction des intrants azotés de 20 % » (scénario intermédiaire – horizon 2030)** : Ce second forçage consiste à diminuer la pression azotée globale de 20% sur l'ensemble de la SAU, en considérant toujours les systèmes de cultures comme invariants par rapport à ceux de la période récente 2006 - 2013. La réduction se fait sur la dose totale d'azote apportée sur le cycle cultural, de façon non linéaire selon les fractionnements, via l'application de règles spécifiques de modulation des apports promues par les instituts techniques¹²,
- **« Programme de mesures AESN » (scénario sectorisé – horizon 2030)** : A l'échelle du bassin, ce programme de mesures se fonde sur 2 régionalisations géographiques différentes, comme indiqué sur la Figure 20 ci-après :
 - classement en Zone Vulnérable Nitrate (ZVN),
 - classement en Aire d'Alimentation des Captages prioritaires (auxquels sont également inclus les captages en Zone d'Action Renforcée - ZAR).

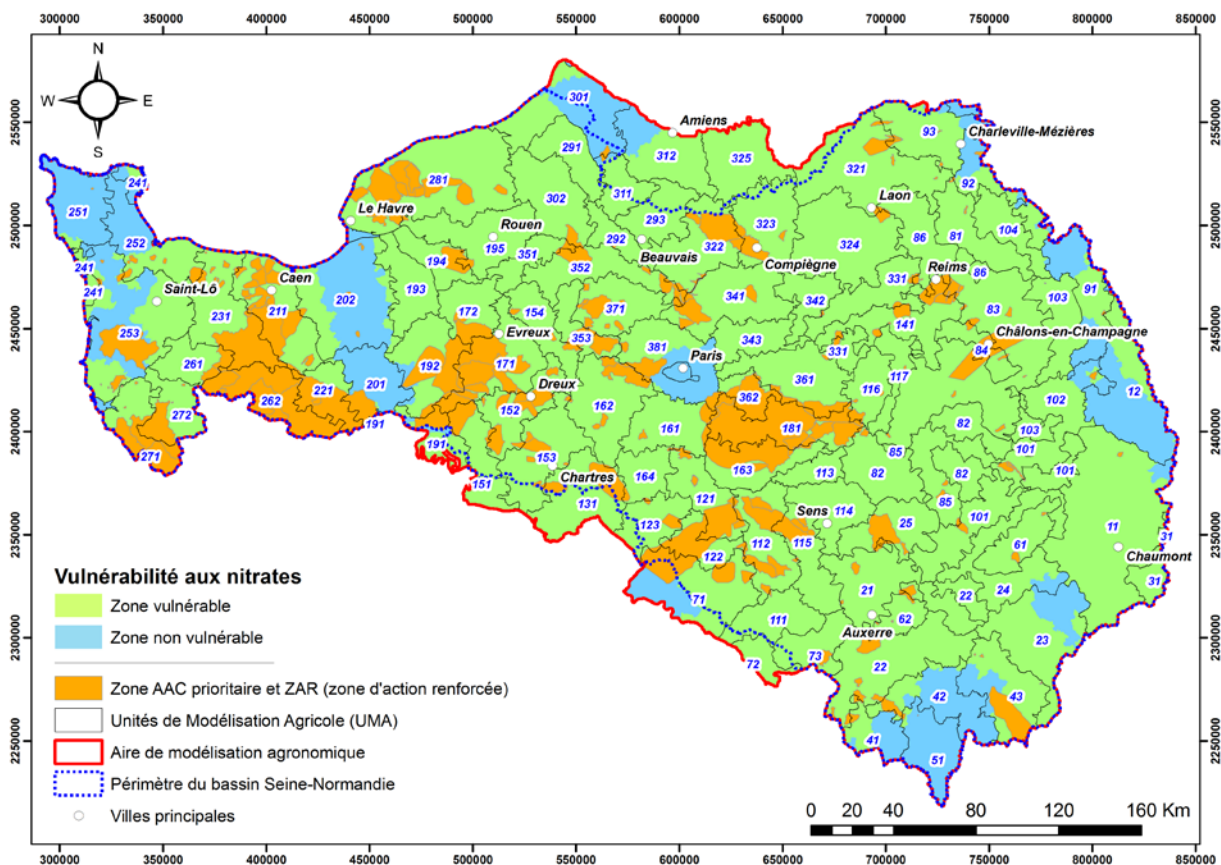


Figure 20 : Répartition géographique des zones vulnérables aux nitrates et/ou des aires d'alimentation de captages prioritaires au sein des unités de modélisation agricole du bassin Seine-Normandie (source : AESN)

Il est proposé ici de tester par la simulation, un certain nombre de mesures préconisées dans le cadre de ce programme, à savoir :

➤ **Sur les zones vulnérables aux nitrates :**

- dans le cas de courtes périodes d'interculture entre la récolte de colza et le semis de la céréale suivante (à l'automne), un couvert intermédiaire est implanté. Dans cette configuration, les couverts simulés sont des repousses de colza maintenues pour une durée minimale de 1 mois,
- dans le cas de longues périodes d'interculture (avant une culture de printemps), une culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN de type moutarde) est mise en place. Ces cultures sont implantées durant 2 mois minimum et ne sont pas détruites avant le 1^{er} novembre. Les dates d'implantation de ces CIPAN sont ajustées en accord avec la réglementation locale. A titre d'exemple, la couverture des sols devient facultative dans le cas de récoltes postérieures au 15 octobre en Basse-Normandie. Cette date limite est ramenée au 5 septembre en Île-de-France.

➤ **Sur les aires d'alimentation des captages prioritaires :**

Parmi les 5 mesures initialement proposées dans le programme de mesures de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, seules 2 sont retenues en termes de modifications de pratiques :

- réduction de fertilisation : réduction de 20% de la fertilisation sur 20% uniquement de la SAU,
- remise en herbe de 1% de la SAU.

Les 3 mesures restantes non retranscrites sont, soit :

- dues à une impossibilité de prise en charge de certains aspects à modéliser par le modèle STICS au stade actuel de son développement (conversion de 2,5% de la SAU en agriculture biologique, développement de l’agroforesterie sur 1% de la SAU),
- dues à un manque de données sur les pratiques culturales concernant un point particulier de modélisation (mesure de réduction de l’utilisation des produits phytosanitaires sur 20% de la SAU).

La spatialisation de ce programme de mesure se fonde sur le découpage des unités de modélisation agricole selon le classement en zone vulnérable et/ou en aire de captage prioritaire. Ainsi, le croisement des trois sectorisations géographiques (UMA, AAC prioritaire/ZAR et ZVN) permet de définir des zones élémentaires pour lesquelles 4 combinaisons sont alors possibles :

		AAC prioritaire	
		<i>Oui</i>	<i>Non</i>
Zone vulnérable nitrate	<i>Oui</i>		
	<i>Non</i>		

Les AAC prioritaires étant largement plus restreintes en termes de surface, se pose la question de la représentativité des pratiques décrites à l’échelle des UMA à des échelles largement inférieures à celles-ci - le problème analogue dans le cas des zones vulnérables nitrate ne se posant pas, celles-ci occupant une très large partie du territoire. Cette disparité d’échelle, entre autres, a conduit à élaborer une méthode d’aide à la décision afin de sélectionner les UMA pour lesquelles l’extrapolation des pratiques est possible. Les critères multiples de sélection élaborés dans le cadre de cette méthodologie permettent, *in fine*, de modéliser des modifications de pratiques sur 90% de la surface agricole utile soumise au programme de mesure sur les aires d’alimentation de captages prioritaire du bassin Seine Normandie¹⁵. Les AAC prioritaires retenues via cette méthodologie sont présentées sur la Figure 21.

Les modalités de modifications, les conditions d’élaboration des assolements et itinéraires techniques ainsi que les critères de sélection des UMA susmentionnés associées à la modélisation de ce scénario sont très largement détaillées dans Puech et al, 2015¹².

A noter que dans le cas des aires d’alimentation des captages prioritaires qui n’ont pas été définies à ce jour, il a été choisi de ne simplement pas en tenir compte. La méthode proposée ici pourra être ultérieurement réitérée lorsque l’ensemble des AAC auront été délimités.

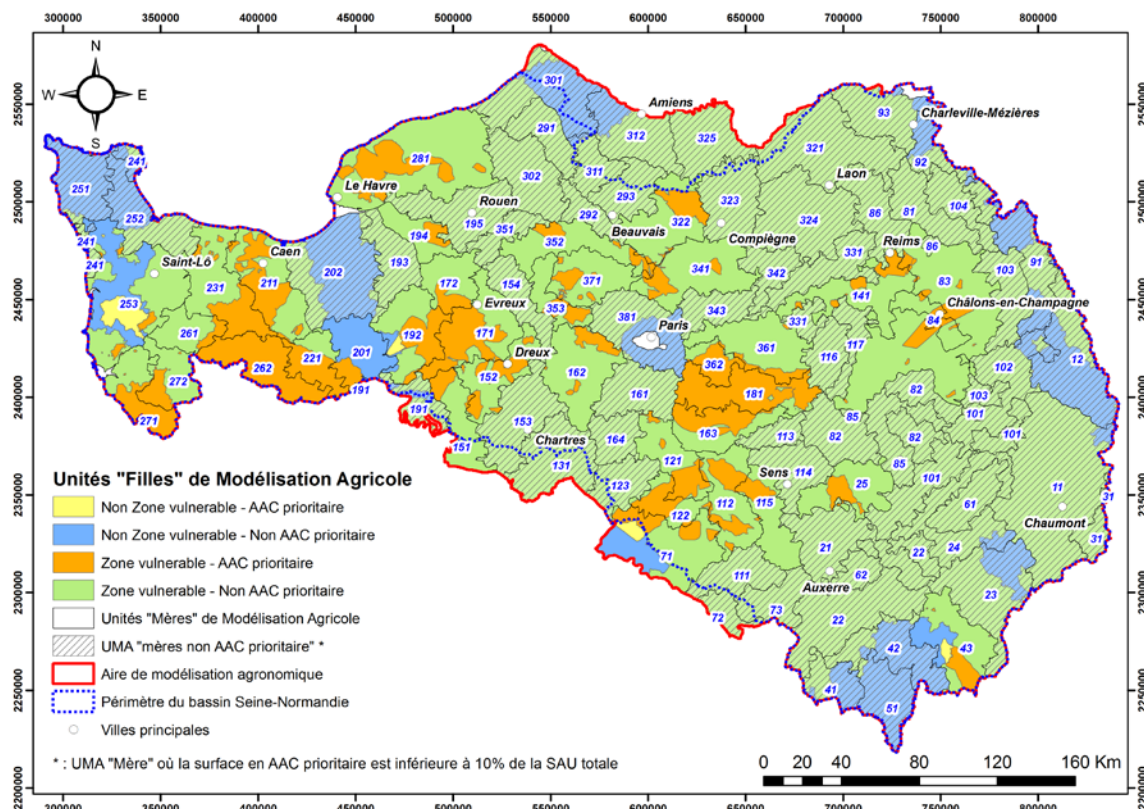


Figure 21 : Régionalisation retenue du programme de mesures

- « **Suppression des intrants azotés** » (scénario extrême) : enfin, ce dernier scénario consiste à conserver les systèmes de cultures récents mais à supprimer tous les apports d’azote minéral et/ou organique

La Figure 22(a) présente, à horizon fin 2030, le zonage spatial des concentrations calculées (en $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) pour la nappe de la Craie sous scénario « Pas de modification des pratiques », tandis que les Figure 22(b), (c) et (d) illustrent respectivement l’abattement (exprimé en concentrations en nitrate) à cette même échéance, pour le scénario testé :

- (b) : Réduction des intrants azotés de 20 %,
- (c) : Programme de mesures AESN,
- (d) : Suppression des intrants azotés.

L’observation des résultats obtenus permettent de constater une réponse différenciée selon les scénarios :

- baisse d’environ $3,4 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ à horizon 2030 sous zones agricoles pour les scénarios « réduction d’intrants de 20% » et « programme de mesures »,
- baisse d’environ $7,5 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ à horizon 2030 sous zones agricoles dans le cas d’arrêt des intrants azotés.

Ces variations s’expliquent par la différenciation des émissions à la source. Il apparaît toujours une variabilité spatiale de la réponse, avec une inertie plus grande au Sud. L’évolution est très faible mais non nulle sous les zones protégées par les assises tertiaires.

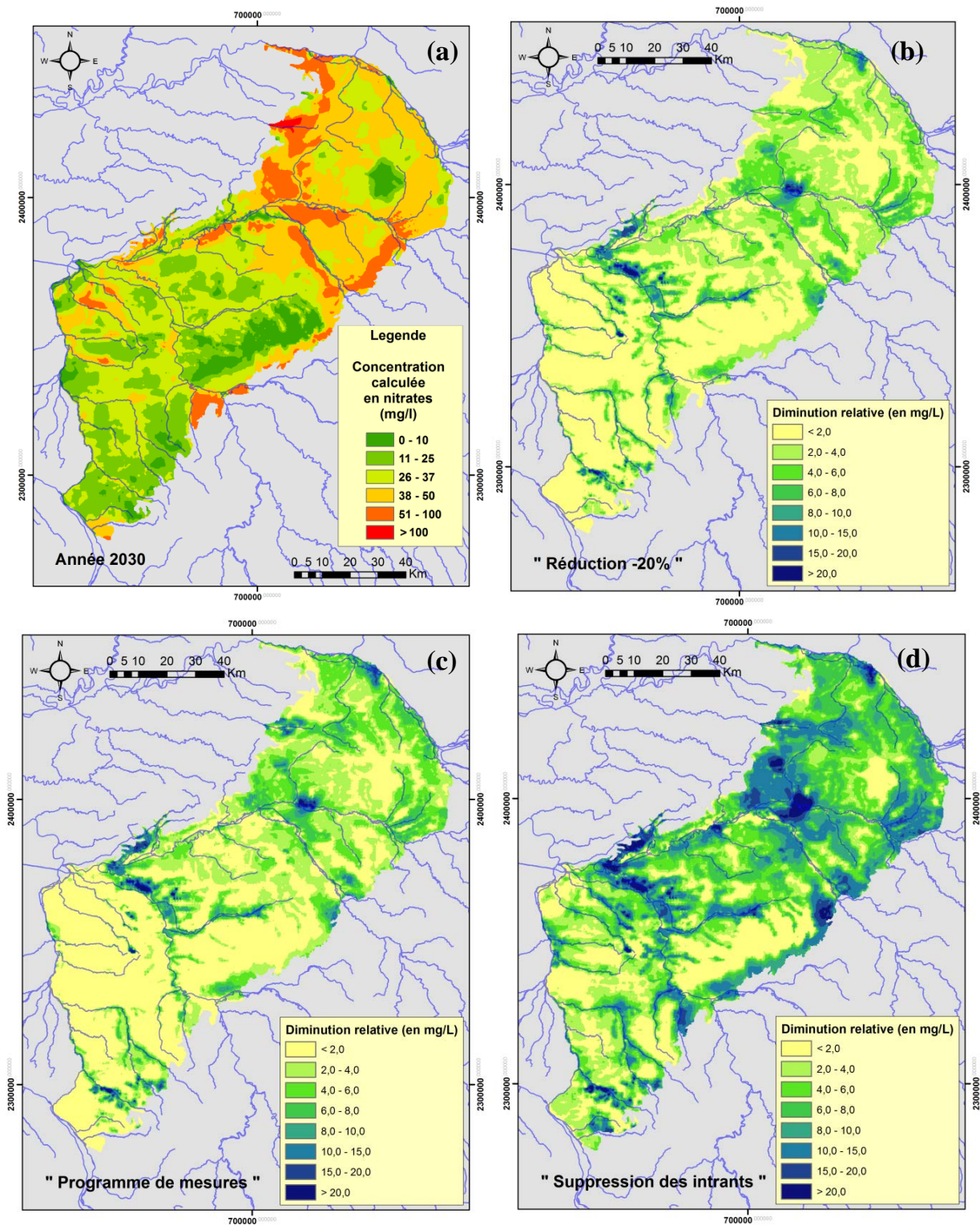


Figure 22 : (a) Zonage spatio-temporel des concentrations en nitrate (en $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) obtenu pour la nappe de la Craie sous scénario « Pas de modification des pratiques » à fin 2030 - (b), (c) et (d) : Répartition spatiale de l'abattement calculé (en $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) respectivement obtenu pour les scénarios « Réduction des intrants azotés de 20 % », « Programme de mesures AESN » et « Suppression des intrants azotés » à fin 2030 par rapport à la situation « Pas de modification des pratiques » (a)

8 Conclusion

Les cartes, sont des supports pédagogiques puissants exigeant un regard critique. A l'échelle d'un tel bassin, sans expertise des entrées, la robustesse de la modélisation est impossible ! L'expertise exige une démarche collective pluridisciplinaire. L'expertise a conduit à ajuster les valeurs moyennes des flux d'eau et d'azote et surtout leur variabilité spatiale, ce qui est aussi important pour envisager le couplage avec les modèles hydrogéologiques.

La confrontation aux données hydrogéologiques constitue l'étape ultime de validation globale. La chaîne de modélisation associe des jeux de paramètres génériques et locaux. Ces derniers ont parfois dû être calibrés car souvent inaccessibles telles les valeurs initiales. Même si elle s'accompagne d'une phase de calibration, la capacité de la modélisation couplée à reproduire les cinétiques d'évolution des teneurs d'un grand nombre de captages aux caractéristiques très différentes atteste de son réalisme.

Dans l'immédiat, pour les agronomes modélisateurs, il existe un fort intérêt cognitif d'exploration du modèle à l'échelle du bassin où apparaît une grande diversité de facteurs et de leur combinaison : cette forme d'étude de sensibilité est à poursuivre et peut aboutir à une méta-modélisation.

A l'avenir, la carte des sols au 1/250 000^{ème} pourrait être mobilisée, avec les fonctions de pédotransfert associées. L'interfaçage entre les bases de données de la plateforme de modélisation pourrait être enrichi par des règles d'affectation (ou d'exclusion) des productions aux types de sol. Ce raffinement permettra de mieux localiser des spéculations localisées (vignoble, maïsiculture) et permettra de mieux intégrer des scénarios misant sur l'agro-écologie.

9 Références

- [1] Gomez E. (2002) « Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine ». Thèse de doctorat « Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives ». MINES ParisTech, 291p.
- [2] Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds. (2009), « Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model ». INRA Science Update, 297p.
- [3] Viennot P., Ledoux E., Monget J.M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N. (2009), « La pollution du bassin de la Seine par les nitrates », fascicule AESN n°3 de la collection du PIREN Seine, ISBN : 978-2-9-918251-02-6., 44p.
- [4] Viennot P., Monget J.M., Ledoux E., Schott C. (2006), « Modélisation de la pollution nitrique des aquifères du bassin de la Seine : intégration des bases de données actualisées des pratiques agricoles, validation des simulations sur la période 1971-2004, simulations prospectives de mesures agro-environnementales », Rapport PIREN Seine, MINES ParisTech, 50p.
- [5] Thiérion C., Viennot P., Ledoux E. (2008), « Mise en œuvre du modèle MODCOU sur les aquifères du Bajocien-Bathonien dans le secteur des bocages normands – Construction et calage du modèle », MINES ParisTech, centre de Géosciences, rapport R080523CTHI, 76p.
- [6] Thiérion C., Viennot P., Ledoux E. (2008), « Mise en œuvre du modèle MODCOU sur les aquifères du Bajocien-Bathonien dans le secteur des bocages normands – scénarios d'évolution des prélèvements », MINES ParisTech, centre de Géosciences, rapport R080526CTHI, 70p.

- [7] Schott C., Mimet A., Mignolet C. (2010), « Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006 », INRA-SAD Aster, 158p.
- [8] Viennot P., Schott C., Mimet A., Le Bas C., Roussel N., Thiérior C. (2010), « Modélisation de la pollution nitrique des aquifères bas-normands – simulation de l'impact de changements de pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines », MINES ParisTech, centre de Géosciences, rapport R101022PVIE, 131p.
- [9] Viennot P., Abasq L. (2013), « Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères de Seine-Normandie à l'échelle des masses d'eau », MINES ParisTech, centre de Géosciences, rapport R130423PVIE, 163p.
- [10] Abasq L., Viennot P., Verjus Ph. (2013), « Modélisation des écoulements et des pollutions nitrriques dans les formations tertiaires du Bassin Parisien, Méthodologie et résultats du calage », MINES ParisTech/ARMINES/AESN/DRIEE Île de France, 75p.
- [11] Bellier S. (2013), « Modélisation de la pollution nitrique de la nappe des Calcaires du Champigny – application en vue d'actions de prévention aux captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres », thèse de doctorat « Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives », MINES ParisTech, 312p.
- [12] Puech T., Schott C., Mignolet C. (2015), « Actualisation de la base de données agricole sur le bassin Seine-Normandie pour l'analyse de l'évolution récente des pratiques agricoles (ARSeine) », Rapport INRA-SAD Aster. Rédaction en cours.
- [13] Gomez E., Ledoux E., Mary B. (2002), « Principe et fonctionnement du modèle intégré STICS-MODCOU-NEWSAM », Rapport PIREN, 18 p.
- [14] Coucheney E., Buis S., Launay M. Constantin J., Mary B., Garcia de Cortazar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin N., Ruget F., Andrianorisoa S., Le Bas C., Justes E., Léonard J. (2015), « Accuracy, robustness and behavior of the STICS 8.2.2 soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France ». *Environmental Modelling & Software*, 64, p. 177-190.
- [15] Beaudoin N. et al. (2008), « Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment », *European Journal of Agronomy*, 1, p. 46-57.
- [16] Arrouays, D., Jolivet, C., Boulonne, L., Bodineau, G., Ratié, C., Saby, N., Grolleau, E. (2003), « Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS) ». *Etude et Gestion des Sols*, 10 (4), p. 241-250.
- [17] Beaudoin N., Nicoullaud B., Houlès. V., (2007), « Etablissement et validation de classes de pédotransfert pour un modèle de culture à l'échelle parcellaire : Application au modèle STICS ». In : *Hétérogénéité parcellaire et gestion des cultures : vers une agriculture de précision*, Guérif M. & King D. (eds.), Editions Quae, collection Update Sciences and Technologies, p. 25-42
- [18] Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G. , Mary B., (2008), « Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment », *European Journal of Agronomy*, 29, 1, p. 46-57.
- [19] Beaudoin N. (2006), « Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture ». Ph.D. thesis, INA-PG, Paris. 177 p.
- [20] Beaudoin N., Van Laethem C., Mary B. (2007), « Impact of good agricultural practices on nitrate leaching and N balance over 14 years in Northern France ». 15th Nitrogen Workshop, Lleida, Spain, May 28-30, p. 42.

- [21] Anglade J, (2015), « Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine. Caractérisation des pratiques et applications territorialisées ». Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie. 272 p.
- [22] Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B., (2005), « Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations ». *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, p. 292-310.
- [23] Mary B., Beaudoin N., Benoit M. (1997), « Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau ». In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) *Les Colloques de l'INRA* 83, p.289-312
- [24] Beaudoin N., Constantin J., Barataud F., Burel E., Foissy D., Aubrion G, Mary B. (2011), « Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage des nitrates », *Colloque PIREN Seine*, Paris, 6-8 février 2011, 20 p.
- [25] Schnebelen N., Nicoullaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E. (2004), « The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices », *Agronomie*, 24: p. 423-435
- [26] Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010) « Effects of catch crops, no till and reduces nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long term experiments », *Agric Ecosys Envir*, 135: p. 268-278
- [27] Jouzel J., Vautard R., Planton S., Jouini M., Deque M., Ouzeau G. (2014), « Le climat de la France au XXI^{ème} siècle, Volume 4 – Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer », *Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie*, 64 p.
- [28] Deque M. (2007), « Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values », *Global and planetary change*, 57(1), p. 16-26.

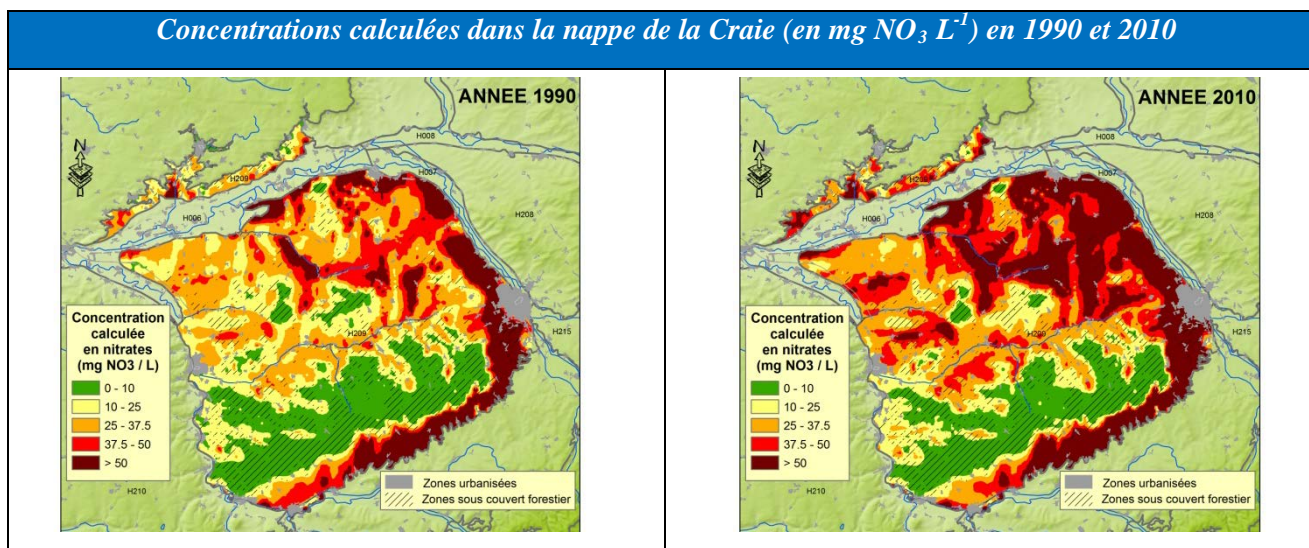
10 Annexes

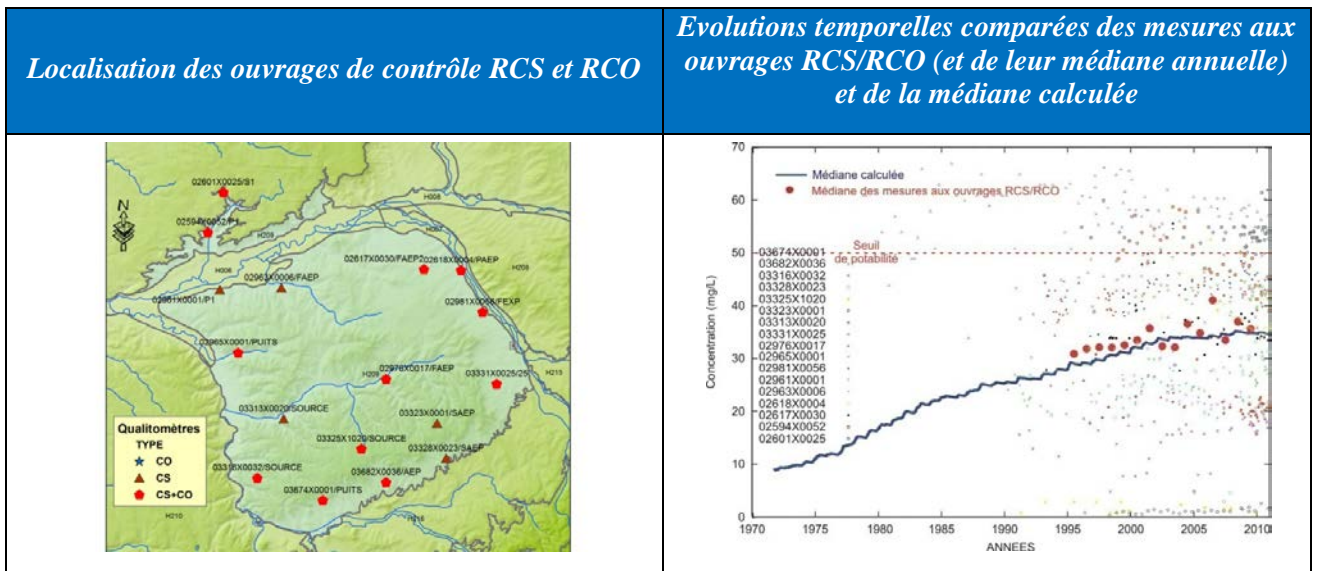
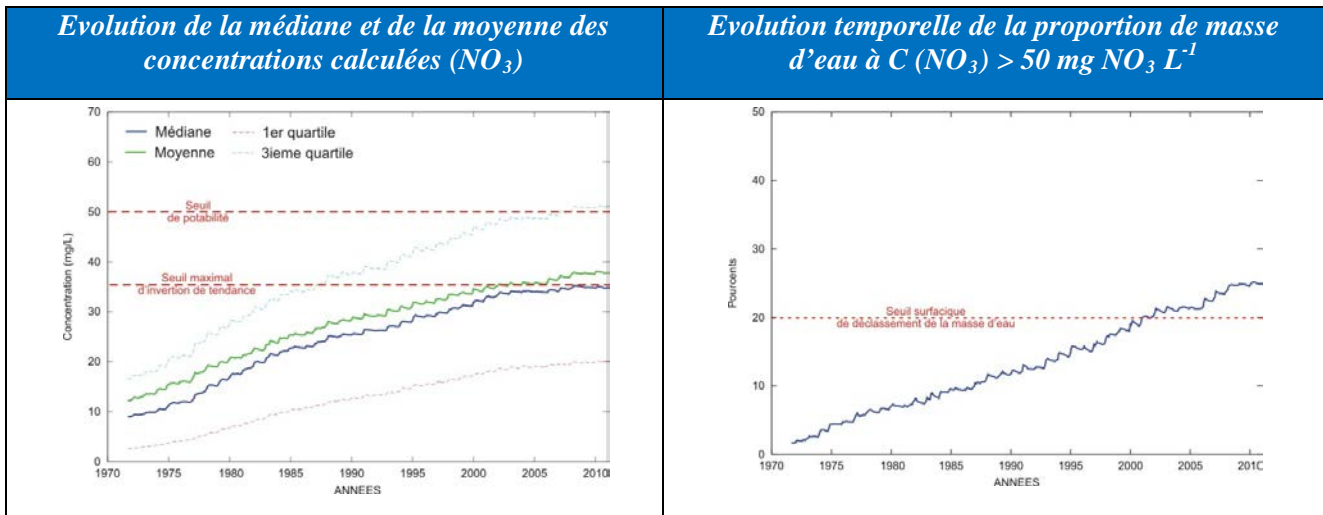
Exemple de fiche support élaborée en 2013 pour l'état des lieux

	<p>Masse d'eau souterraine : H209 (3209)</p> <p><i>Craie du Sénonais et Pays d'Othe</i></p> <p>Surface totale : 4334 km²</p> <p>Surface affleurante : 3082 km²</p> <p>Surface modélisée (MESOa) : 3082 km² (100 %)</p> <p>Surface Agricole Utile : 2229.8 km² (72.3 %)</p> <p>Surface en forêts : 695.7 km² (22.6 %)</p>		

Période	Pluviométrie (mm an ⁻¹)	Lame d'eau infiltrée (mm an ⁻¹)	Lame d'eau ruisselée (mm an ⁻¹)	Flux d'azote kg N ha ⁻¹ de SAU	Flux d'azote kg N ha ⁻¹ de MESO	Concentration NO ₃ infiltrée moyenne (mg L ⁻¹)
1981 - 1990	771	196	51	37.8	27.4	52
1991 - 2000	770	175	47	35.5	25.7	54
2001 - 2010	729	134	33	26.1	18.9	53

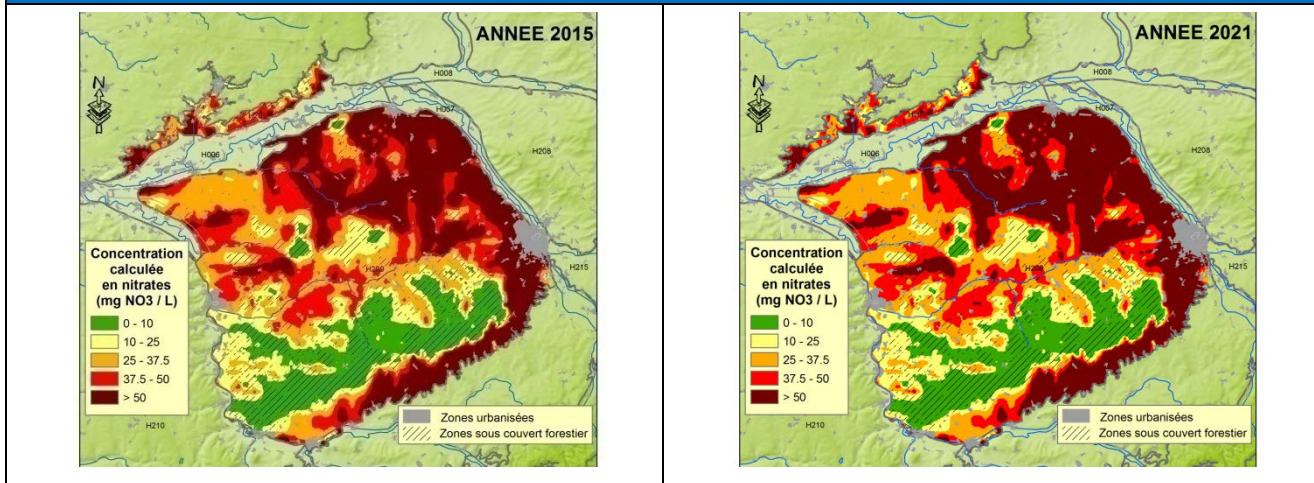
Reproduction de la pollution nitrique passée et actuelle





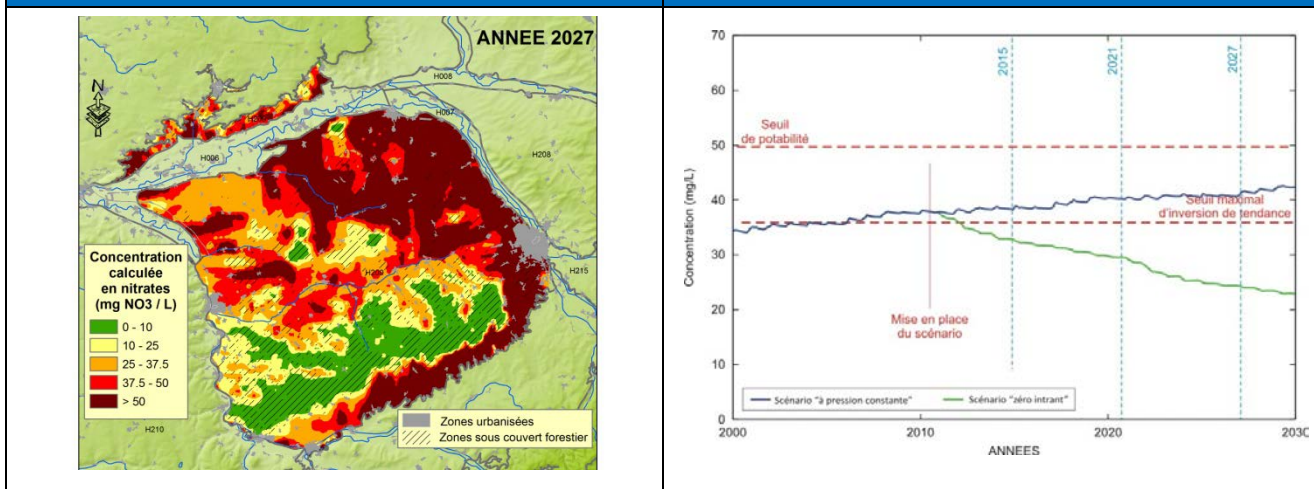
Simulations prospectives : scénarios « à pression constante » et « zéro intrant »

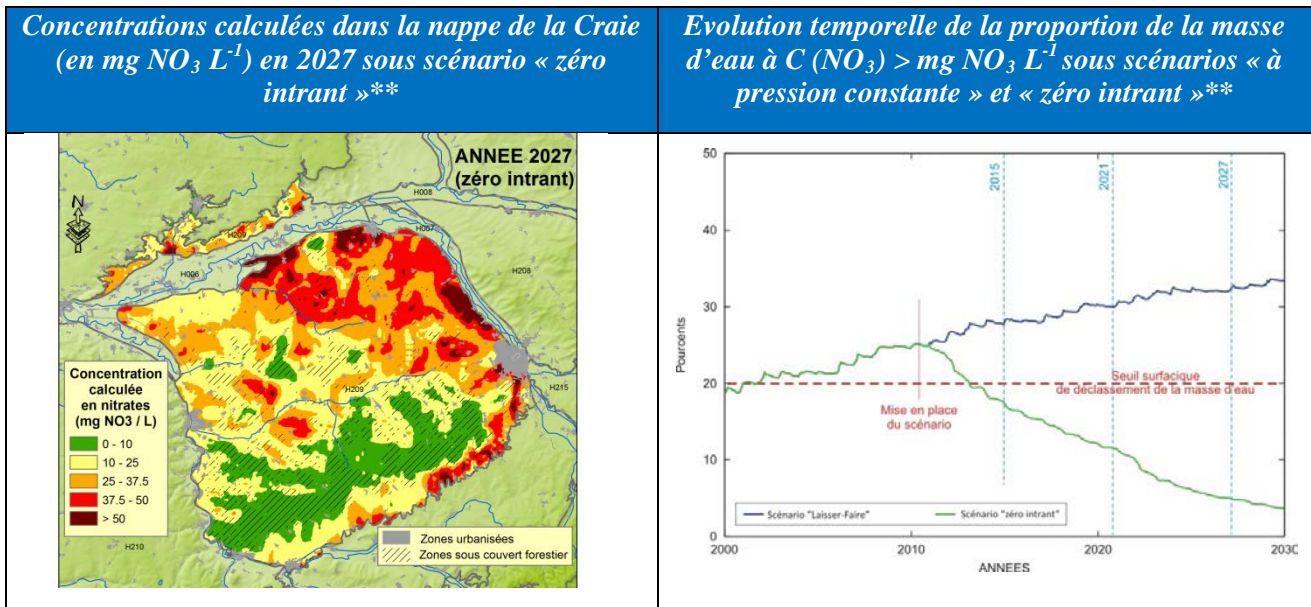
Concentrations calculées dans la nappe de la Craie (en $\text{mgNO}_3 \text{ L}^{-1}$) en 2015 et 2021 sous scénario « à pression constante »



Concentrations calculées dans la nappe de la Craie (en $\text{mgNO}_3 \text{ L}^{-1}$) en 2027 sous scénario « à pression constante »

Evolution temporelle de la moyenne des concentrations calculées (NO_3) sous scénarios « à pression constante » et « zéro intrant »**





Source : « Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin de Seine-Normandie à l'échelle des masses d'eau » (2013), modèles STICS-MODCOU (ARMINES, Viennot P., Abasq L.). Etude réalisée dans le cadre de la convention AESN-ARMINES N° 1 026 396 (1) 2011-2014.

** Les scénarios « zéro intrant » et « suppression des intrants azotés » mentionnés dans ce document diffèrent assez radicalement dans leurs mises en œuvre respectives, dans la mesure où le premier n'intègre aucune modélisation agronomique (injection d'eau dépourvue de nitrate dans la zone non saturée).

La modélisation du devenir des pesticides : Recueil de données et utilisation du modèle agronomique STICS pour simuler les transferts sur le long terme¹

Céline Schott^{1*}, Hélène Blanchoud^{2*}, Wilfried Queyrel³, Florence Habets⁴, Dominique Ripoche⁵, Gaëlle Tallec⁶, Marie Launay⁵

¹INRA, UR 055 ASTER-Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet 88500 Mirecourt.

² Paris Sciences Lettres, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France

³ AgroSup Dijon, UMR1347 Agroécologie, BP 86510, F-21000 Dijon, France

⁴ Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France

⁵ INRA Agroclim, Domaine St Paul - Site Agroparc 84914 Avignon cedex 9

⁶ UR Hydrosystèmes et Bioprocédés, IRSTEA 1, rue Pierre-Gilles de Genes CS 10030 92761 Antony cedex

* *helene.blanchoud@ephe.sorbonne.fr, Celine.Schott@mirecourt.inra.fr*

Sommaire

1	Introduction	137
2	Le site d'étude : le bassin versant de l'Orgeval	138
3	Les données d'entrée sur les pratiques phytosanitaires.....	141
4	Acquisition de données sur le terrain	150
5	Le module PeStics inclus dans STICS	154
6	Résultats	156
7	Discussion et conclusion	169
8	Conclusion	171
9	Remerciements.....	171
10	Références	172

1 Introduction

En France métropolitaine, la présence de pesticides dans les eaux était avérée en 2011 dans 93 % des points de contrôle des cours d'eau et dans 63 % des points de contrôle des eaux souterraines (MEDDE, 2013). Alors que la directive cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 (directive 2000/60) fixe l'objectif général

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Schott C., Blanchoud H., Queyrel W., Habets F., Ripoche D., Tallec G., Launay M., (2016) – La modélisation du devenir des pesticides : Recueil de données et utilisation du modèle agronomique STICS pour simuler les transferts sur le long terme. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

d'atteindre d'ici à 2015 le bon état des différentes masses d'eau sur le territoire européen, cette contamination des ressources en eau impose de maîtriser l'usage des pesticides. Dans cet objectif, le plan ECOPHYTO, piloté par le Ministère en charge de l'Agriculture à la suite du Grenelle de l'Environnement, a été mis en place en 2008. Il vise notamment à réduire progressivement l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs.

Dans ce contexte, suivre et évaluer l'évolution de l'usage des pesticides agricoles est un enjeu important pour de nombreux acteurs-gestionnaires (Agences de l'eau, collectivités territoriales, services de l'Etat, etc.) pour évaluer les pressions polluantes, correspondant à l'intensité d'utilisation de ces produits d'une part, et pour estimer le transfert des molécules dans l'environnement d'autre part. Le cas particulier des pesticides vient de la diversité des molécules employées, de la diversité de leur comportement dans les compartiments physiques mais aussi de la difficulté à les détecter. Le suivi de la contamination par les pesticides engendre un coût considérable pour la mise en place de la directive cadre sur l'eau, et les résultats montrent souvent des valeurs inférieures aux limites de quantification.

La modélisation est un outil qui permet d'anticiper le transfert des pesticides dans l'environnement. Certains modèles sont utilisés pour étayer les dossiers d'homologation avant la mise sur le marché des molécules. Ils décrivent finement le transport de l'eau et des pesticides dans le sol. Cependant, ils ne représentent pas précisément les pratiques culturales et sont trop lourds pour être utilisés au-delà de la parcelle. Un précédent travail de couplage de STICS modifié pour les produits phytosanitaires avec le modèle hydrogéologique MODCOU a été réalisé au cours de la phase précédente du PIREN Seine sur le bassin versant de la Vesle (Rat *et al.*, 2006). Les simulations montraient tout l'intérêt de cette approche. Ce travail a été repris avec la dernière version du modèle STICS en mettant l'accent sur les données complémentaires à acquérir : les données sur les pratiques agricoles et celles sur les exportations à l'échelle du bassin versant.

Ce rapport vise à montrer comment l'exploitation des carnets de plaine des agriculteurs produit des connaissances pertinentes pour évaluer l'évolution de l'usage des pesticides de façon fine, à des échelles permettant d'en déduire l'évolution des pressions agricoles au sein d'un bassin versant et de contribuer à l'évaluation de leur impact sur la qualité de l'eau. Il s'appuie sur un cas d'étude qui est celui du bassin versant de l'Orgeval en Seine-et-Marne, Observatoire de Recherche en Environnement depuis 50 ans (Tallec, 2012 ; Loumagne et Tallec, 2012), qui est actuellement un territoire test pour le développement d'un modèle de transfert des pesticides dans le système sol-nappe-rivière sur le long terme (Blanchoud *et al.*, 2011 ; Queyrel, 2014).

2 Le site d'étude : le bassin versant de l'Orgeval

Le bassin de l'Orgeval s'étend sur 106 km² sur le Plateau de Brie en Seine-et-Marne. L'Orgeval est un affluent du Grand-Morin, situé en rive gauche de la Marne (Fig. 1).



Figure 1 : Localisation du bassin de l'Orgeval dans le bassin versant de la Seine

Le bassin hydrographique recoupe (totalement ou partiellement) dix-huit communes (Fig. 2). Selon la base de données géographique Corine Land Cover 2006 près de 80% de la surface totale du bassin est constituée de Surface Agricole Utile (SAU), très majoritairement composée de terres labourables (77% de la surface du bassin). Les surfaces forestières (environ 20%) restent importantes, avec de grands massifs situés notamment au centre et à l'ouest, alors que les surfaces urbanisées représentent moins de 1% de la surface du bassin. Compte tenu de la faible emprise des infrastructures urbaines sur le bassin, la contamination des ressources en eau par les produits phytosanitaires s'avère essentiellement d'origine agricole.

L'intérêt du bassin de l'Orgeval est qu'il est intégré dans l'observatoire ORACLE. Ainsi, un réseau de mesure dit « de base » est maintenu en permanence sur ce bassin versant (pour certaines depuis 1962), afin de ne pas interrompre les chroniques. La longueur et la continuité de certaines chroniques sur le long terme sont nécessaires pour appréhender correctement le fonctionnement des hydro-systèmes.

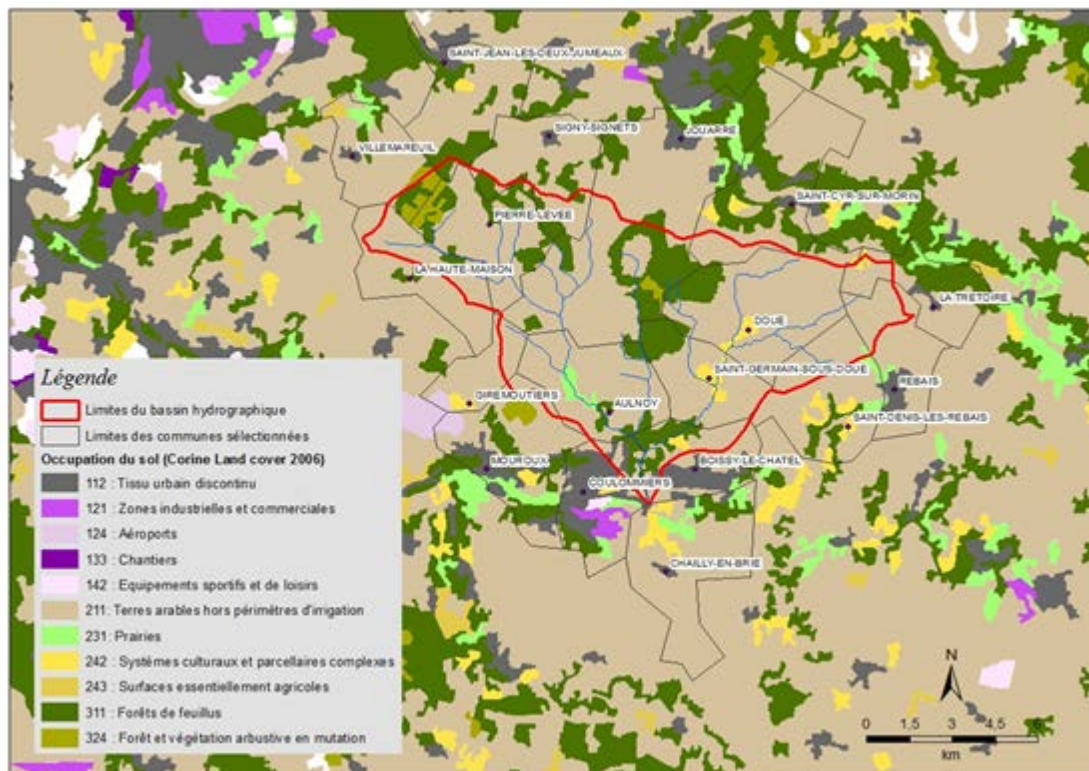


Figure 2 : Occupation du sol sur le bassin de l’Orgeval en 2006 et limites des communes du bassin (Sources : Corine Land Cover)

En mobilisant d’une part le Recensement Agricole (RA)² et, d’autre part, le Registre Parcellaire Graphique (RPG)³, nous avons identifié 53 exploitations représentatives⁴ sur le bassin en 2007.

D’après les RA, depuis 1988 (Fig. 3), les deux principales cultures sur le bassin sont restées le blé (sur plus de 40% de la SAU) et le maïs (environ 13% de la SAU). Le RPG de 2010, malgré des nomenclatures qui diffèrent, confirme les grandes tendances identifiées par le RA.

² Le Recensement Agricole recense environ tous les dix ans l’ensemble des exploitations agricoles françaises et fournit à l’échelle communale, en fonction de la localisation du siège d’exploitation, un grand nombre d’indicateurs sur la structure des exploitations, dont l’assolement.

³ Le RPG est un système d’information décrivant les surfaces cultivées mis à jour chaque année à partir des déclarations de surfaces faites par les agriculteurs pour recevoir les aides de la PAC. Il fournit des informations plus précises sur le parcellaire et l’assolement à l’échelle des îlots³ mais qui est disponible uniquement sur une période plus récente de 2006 à 2010. Un îlot correspond à un ensemble contigu de parcelles culturales exploitées par un même agriculteur.

⁴ Le critère de représentativité choisi a été de ne retenir que les exploitations situées au-dessus de la moyenne pour les deux indicateurs de « poids » et de « concernement » (Durpoix et Barataud, 2014)

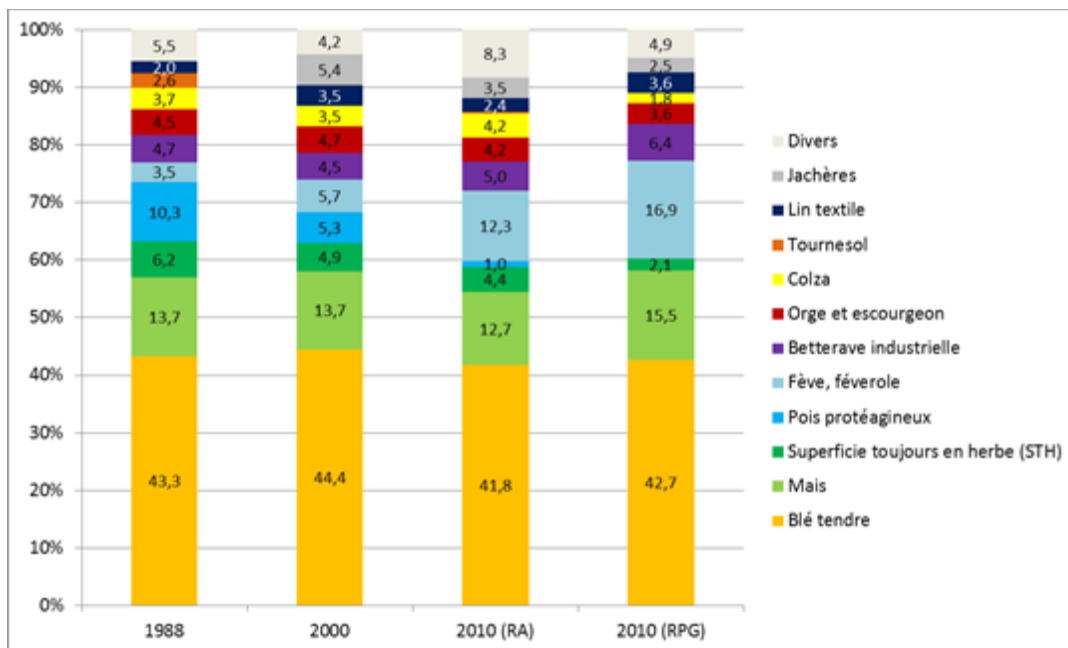


Figure 3 : Assolement des 18 communes du bassin de l’Orgeval entre 1988 et 2010 (Sources : RA) et comparaison avec l’assolement des îlots du bassin de l’Orgeval en 2010 (Sources : RPG)

3 Les données d’entrée sur les pratiques phytosanitaires

3.1 Questions méthodologiques

Analyser l’impact de l’usage des pesticides sur la qualité des ressources en eau nécessite de tenir compte de deux principales contraintes, à savoir quelles sont les échelles d’espace et de temps adaptées à l’étude et quelles sont les sources d’informations disponibles sur les pratiques phytosanitaires à ces échelles.

3.1.1 Les échelles d’espace et de temps adaptées à l’étude

Tout d’abord, il est nécessaire de caractériser les pratiques phytosanitaires mises en œuvre par les agriculteurs dans leurs parcelles à des échelles d’espace et de temps pertinentes par rapport aux mécanismes de transfert des contaminants dans le milieu.

Dans le cas présent, s’agissant d’un territoire de taille relativement faible (100 km²), le maillage le plus pertinent pour cette étude nous a paru être le maillage parcellaire (représenté par les îlots⁵ RPG). En effet, il était difficile de trouver des entités spatiales supposées homogènes de taille intermédiaire permettant de décrire de manière suffisamment fine le bassin versant, à l’instar de ce qui avait été fait précédemment dans les travaux conduits dans le PIREN-Seine et qui étaient basés sur une maille communale, cantonale ou en Petites Régions Agricoles (Mignolet, 2008).

⁵ En raison de la grande variabilité des limites parcellaires au cours du temps, nous avons utilisé comme maillage de référence la couche géographique du RPG 2007 pour représenter l’assolement parcellaire sur toute la période.

Concernant l'échelle temporelle, nous avons basé notre étude sur une période de temps longue cohérente avec les temps de réponse des systèmes hydrologiques à des contaminations de surface, soit une vingtaine d'année. Les pratiques que nous avons cherché à reconstituer remontent donc au début des années 90. En revanche, à l'intérieur de cette période d'étude, nous avons choisi de décrire les pratiques phytosanitaires et l'assolement au pas de temps annuel afin de tenir compte de la variabilité interannuelle de ces pratiques (effet du climat, de la réglementation, etc.).

En effet, en analysant les dynamiques d'utilisation des principales matières actives comme l'illustre la figure ci-dessous (Figure 4) dans le cas du maïs grain entre 1990 et 2009, nous avons observé une forte variabilité interannuelle des matières actives utilisées, en lien avec la réglementation et notamment les retraits d'homologation (ex. interdiction des triazines en 2003). Comme ces dynamiques sont très différentes d'une culture à l'autre, il nous a paru important de conserver le maximum de précision pour représenter ces variations en analysant les pratiques au pas de temps annuel.

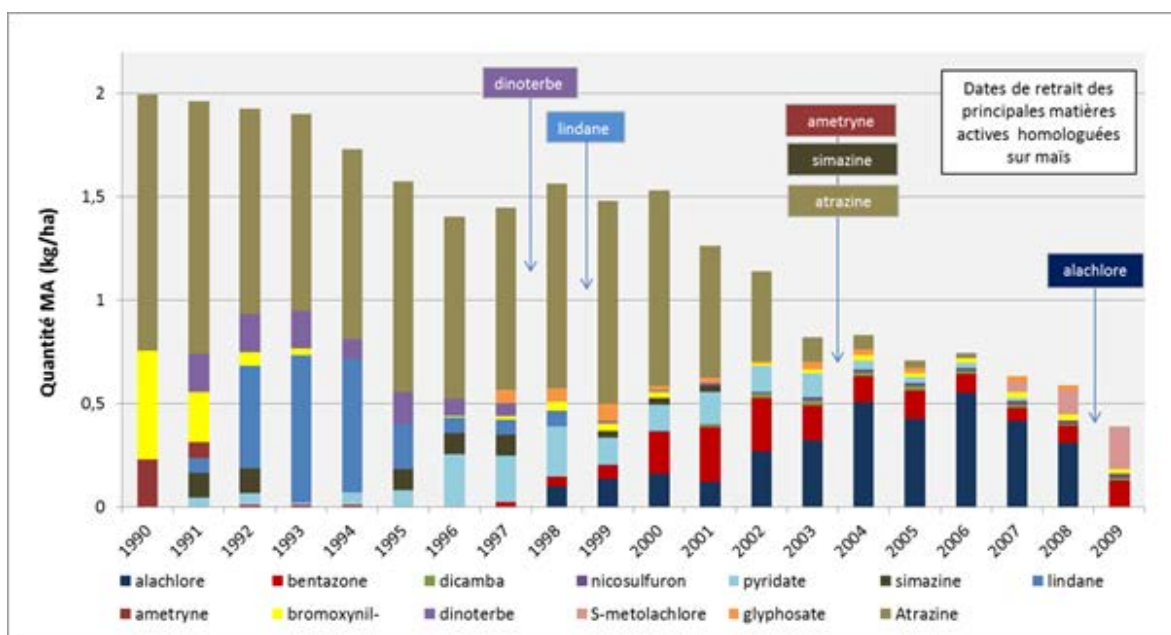


Figure 4 : Dynamique des principales molécules utilisées sur maïs dans le bassin de l’Orgeval entre 1990 et 2009 (en kg/ha) – Sources : carnets de Plaine

De plus, comme les matières actives sont appliquées sur des cultures ciblées, il est également important de tenir compte des surfaces des différentes cultures et de leur évolution au cours du temps pour bien représenter les quantités de matières actives appliquées. En ce qui concerne l'assolement moyen à l'échelle du bassin versant de l'Orgeval, nous pouvons voir (Figure 3) qu'il comporte non seulement un nombre relativement important de cultures (8 à 9 cultures « significatives » à l'échelle du bassin, ce qui fait autant de pratiques phytosanitaires différentes à analyser) et qu'en plus, cet assolement a évolué entre 1988 et 2010, avec notamment la mise en place de la jachère obligatoire en 1992 (réforme de la PAC) et le remplacement progressif du pois par la féverole (en raison de problèmes sanitaires).

Par ailleurs, si l'assolement moyen annuel a une grande importance pour représenter les pratiques phytosanitaires, il faut également tenir compte du fait que la localisation des cultures n'est pas aléatoire au sein du bassin versant, mais conditionnée par un ensemble de facteurs, comme les caractéristiques pédoclimatiques des parcelles, l'orientation technico-économique des exploitations et la répartition de leur parcellaire, la localisation des filières (ex. : Industries agro-alimentaires type sucrerie, conserverie etc.).

On peut observer, en se basant sur l'exemple de 2007, que les cultures majoritaires par îlot⁶ ne sont pas réparties de façon aléatoire à l'intérieur du bassin de l'Orgeval (Figure 5). Il semble que les cultures industrielles (betterave, pomme de terre), ainsi que les « légumes/fleurs » soient principalement localisés à l'ouest du bassin, tandis que le maïs grain et les protéagineux soient plus importants dans la partie Est.

Cette répartition fine des cultures peut également jouer un rôle important sur l'impact des pratiques agricoles et notamment la détection de certaines molécules, d'où l'intérêt de conserver le maillage spatial le plus fin possible, à savoir le découpage en îlots de culture.

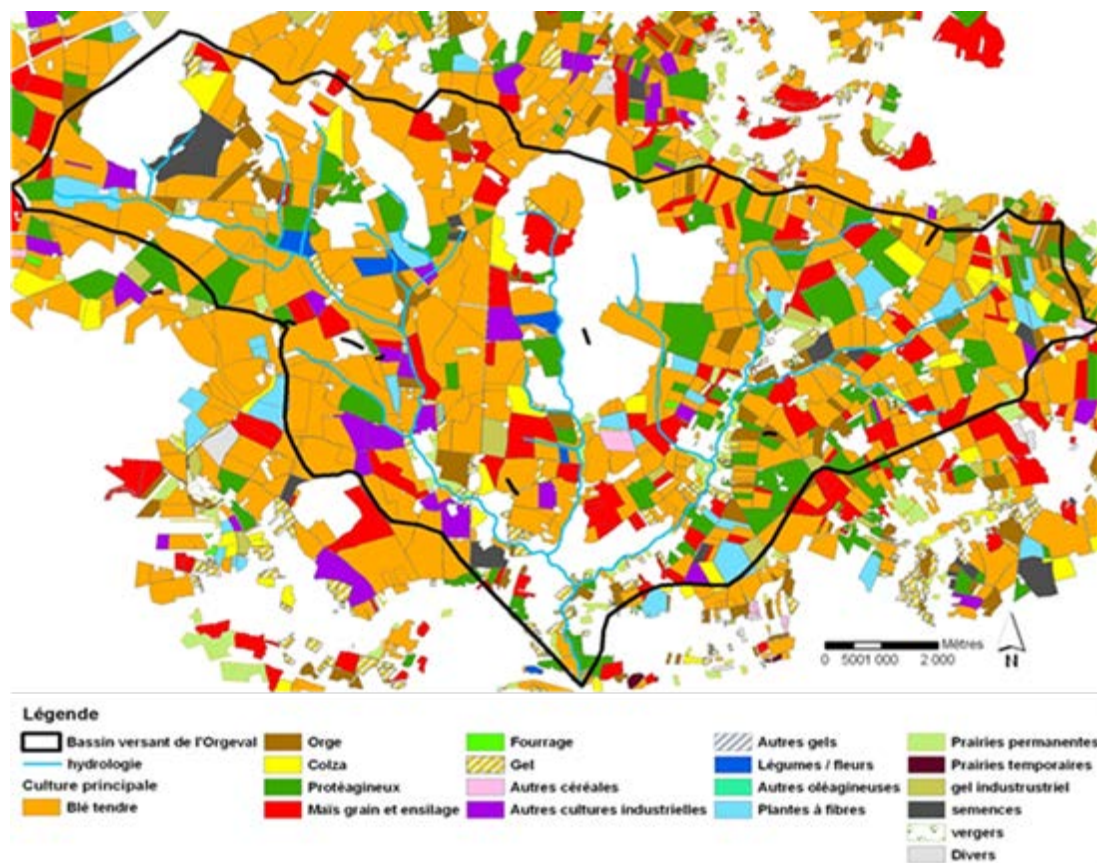


Figure 5 : Localisation des cultures dominantes par îlot du bassin de l'Orgeval en 2007 (sources : RPG 2007)

Il faut également tenir compte du fait que cet assolement n'est pas fixe mais change chaque année en fonction des rotations de cultures (hormis les cultures pérennes comme la vigne ou les prairies permanentes). C'est pourquoi il était important de considérer les occupations successives de cultures à l'intérieur de chaque îlot en recherchant les sources d'information disponibles à l'échelle parcellaire si possible.

Cependant, toutes les pratiques phytosanitaires n'ont pas le même impact sur la ressource en eau. Certaines matières actives, en raison de leurs propriétés physico-chimiques et/ou de leur date d'application (par ex. sur sol nu, à l'automne, en période de drainage), se retrouvent très fréquemment dans les eaux souterraines comme les triazines ou les urées substituées, d'autres non. En concertation avec les modélisateurs, nous

⁶ En effet, le RPG indique la surface exacte de chaque culture au sein de l'îlot (dans le cas où l'îlot représente plusieurs parcelles), mais il n'est possible de représenter cartographiquement qu'une d'entre elle (si possible la majoritaire).

avons convenu que les pratiques à enquêter en priorité étaient les pratiques de désherbage du maïs et du blé car elles sont directement impliquées dans les molécules les plus fréquemment retrouvées.

Pour être modélisées, les pratiques agricoles devront être les mêmes que celles habituellement utilisées par le modèle STICS (Gallois *et al.*, 2015) en y ajoutant en plus, les variables d'intérêt pour le module PeStics, à savoir par culture et par type de produit, le pourcentage de parcelles traitées, ainsi que la date et la dose moyenne d'apport.

3.1.2 La disponibilité des sources d'information sur les pratiques phytosanitaires :

Un obstacle important au suivi et à l'évaluation de l'évolution de l'usage des pesticides agricoles est le déficit important de connaissances sur les pratiques phytosanitaires des agriculteurs (Aubertot *et al.*, 2005). En effet, peu de sources d'information permettent de les renseigner en respectant les contraintes précédemment mentionnées.

Parmi elles, l'enquête « Pratiques Culturelles » réalisée par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère en charge de l'Agriculture sur un échantillon de quelques milliers de parcelles agricoles en France, décrit de manière très détaillée l'ensemble des opérations de l'itinéraire technique de conduite des cultures. Elle a été utilisée pour caractériser les stratégies de protection des cultures France entière (Champeaux, 2007 ; Brunet *et al.*, 2009). Toutefois, elle n'est réalisée que tous les 5 ans environ (1994, 2001, 2006 et 2011) sur un nombre limité de cultures, et sa représentativité n'est valable qu'à l'échelle régionale (Agreste, 2014).

Créée en 2009, la Banque Nationale des Ventes des distributeurs (BNV-d) est alimentée par les déclarations des bilans annuels de ventes de produits phytosanitaires transmis par les distributeurs aux Agences et Offices de l'Eau. Elle permet de suivre à l'échelle nationale l'évolution des produits vendus chaque année (évaluée notamment *via* le calcul du NODU « Nombre de Doses Unités », indicateur de référence de suivi du plan Ecophyto), toutes cultures confondues. Mais elle ne permet pas de renseigner les pratiques des agriculteurs ni de travailler, à l'heure actuelle, à l'échelle de bassins et sur le temps long.

Les limites de ces sources d'information, ainsi que les choix méthodologiques mentionnés plus haut, nous ont amenées à rechercher d'autres sources d'information et à mobiliser des informations consignées directement par les agriculteurs *via* des « carnets de plaine », dans lesquels ils notent le détail des opérations de conduite des cultures qu'ils réalisent⁷.

Nous décrivons plus loin les caractéristiques des informations recueillies et sur leur intérêt pour l'étude des usages des produits phytosanitaires. Mais en termes de choix méthodologiques, il a fallu tenir compte du fait qu'il s'agisse de données individuelles et relativement confidentielles. En effet, les pratiques phytosanitaires constituent un sujet sensible et nous ne pouvions diffuser telles quelles des données recueillies à la parcelle, et donc identifiables, sans un minimum de traitement préalable. Il a été convenu, en lien avec les modélisateurs, de représenter les pratiques phytosanitaires par des pratiques « moyennes » par culture et par an, afin de lisser et d'agréger les données individuelles.

⁷ Cette modalité d'enregistrement, très répandue chez les agriculteurs, s'est développée dans les collectifs de vulgarisation au cours des années 1960 en s'inscrivant dans un processus de transformation-rationalisation des méthodes de travail en agriculture (Joly, 1997). Elle a permis l'émergence de la pratique de l'enregistrement qui a symbolisé le rôle avant-gardiste des Centres d'Etudes Techniques Agricoles (CETA) (Joly, Op.Cit.).

3.2 Les carnets de plaine des agriculteurs : une source d'information riche mais hétérogène

Pour renseigner les pratiques phytosanitaires des agriculteurs dans leurs parcelles cultivées sur le temps long, nous nous sommes tournés vers la seule source d'information disponible à ces échelles de temps et d'espace (Nicola *et al.*, 2012). Il s'agit des « carnets de plaine », « carnets de champs » ou « carnets de culture » qui, sous des formes très variées, gardent la mémoire de toutes les interventions culturales effectuées sur une parcelle pour une campagne donnée.

3.2.1 Nature des informations recueillies

Ces carnets présentent une très forte variabilité tant dans leur forme (cahiers avec notes manuscrites ou enregistrements informatisés) que dans la longueur de la période couverte, et le type d'informations archivées (Tab. 1), ou encore de leur structuration.

Tableau 1: Exemple d'informations contenues dans un carnet de plaine

Caractéristiques de la parcelle	Nom, surface, type de sol, situation particulière (zone vulnérable, périmètre de captage, etc.), îlot PAC, etc.
Culture	Espèce, variété, débouché visé, etc.
Précédent	Cultures précédentes, culture intermédiaire avant l'implantation, gestion des résidus de la culture précédente, etc.
Implantation	Travail du sol, date de semis, densité de semis, écartement entre rangs, buttages, etc.
Fertilisation	Apports d'amendements organiques et fertilisants minéraux, nature des produits apportés, dates d'apports, quantités, outils de pilotage (reliquat sortie Hiver, objectif de rendement, sources du conseil), etc.
Protection phytosanitaire	Produits phytosanitaires employés, date de traitement, dose, cibles, indicateurs de décision, météo (T° et hygrométrie) le jour du traitement ainsi que les jours suivants (mm de pluie), réglage du pulvérisateur, etc.
Irrigation	Dates d'irrigation, quantité apportée/apport, etc.
Récolte	Date de récolte, rendement, humidité des graines, autres caractéristiques qualitatives, etc.
Interculture suivant la récolte	Devenir des résidus, culture intermédiaire, etc.
Une colonne « Observations » permet généralement à l'agriculteur de rajouter tous les renseignements qui lui semblent utiles.	

Nous distinguons les fiches parcellaires et les formes « agenda ». Les fiches parcellaires rassemblent systématiquement l'ensemble des interventions effectuées sur une parcelle ou un groupe de parcelles, en les regroupant par grand type (ex. : travail du sol, fertilisation, désherbage etc.). Il s'agit du matériau le plus homogène, bien qu'il en existe différents types selon l'organisme de conseil qui l'a fourni à l'agriculteur. La forme « fiche parcellaire » est souvent une exigence dans le cadre des contrats commerciaux ou des

démarches qualité car elle permet le suivi de lots⁸ (Acta, 2007).

Certaines d’entre elles, à vocation plus technico-économique, permettent de calculer le coût/hectare de chaque poste de l’itinéraire technique et donc la marge brute par parcelle. La fiche parcellaire indique une préoccupation de suivi technique de la culture propre aux organismes de développement agricole. Mais les carnets peuvent également prendre une forme « agenda » qui correspond à une entrée par date de réalisation des travaux qui reflète alors plutôt la volonté de l’agriculteur d’enregistrer l’avancement de son travail (Mazé *et al.*, 2004).

3.2.2 Représentativité temporelle des enquêtes

Au total, 19 agriculteurs, dont les exploitations sont situées en partie sur le bassin de l’Orgeval, ont accepté de nous confier leurs carnets. Ce matériau constitue un corpus de 2829 enquêtes parcellaires couvrant la période de 1990 à 2009, dont la durée est cohérente avec le temps estimé pour le transfert des contaminants vers les nappes (Tab. 2).

Tableau 2 : Analyse du nombre de fiches parcellaires recueillies par année et par exploitation sur le bassin de l’Orgeval entre 1990 et 2009

Code Exploitation	Nombre d'enquêtes par exploitation																			Total/ Exploitation	
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008		2009
A1	14	15	16	16	13	14	14	13	15	12	13	1	1	1	1	1	1	1	2	1	169
A2	34	34	35	34	34	30	33	34	31	32	31	29	30	36	36	36	34	29	27		619
A3	10	11	8	8	11	7	10	9	11	7	11	7	12	7	11	8	10	7	11		176
A4	3	2	4	4	4	4	2	5	5	5	6	7	3				1	1	1	1	58
A5	15	20	15	15	13	14	15	15	14	15	14	1	18	18	15	17	19		17		270
A6	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	18
A7	16	17	14	8	17	14	15	15	13		13	7	12	8	11		9				189
A8		13	14	14	13	13	15	13	15	12	14	16	13	12	14	13	13	13	11	9	250
A9				23	18	17							19	19	19	18	19	19	18	18	207
A10								18	17	18	16	16	15	17	16	17	15	18	18		201
A11									2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	23
A12									16	16	16	16	13	13	14	13	13	14	14		158
A13												9	11	10	14	10	10	5	12		81
A14														23		25					48
A15															17	15	15	17	15	18	97
A16															6	9	9	6	17	8	55
A17																	21	24	7	25	99
A18																		18	25	27	70
A19																			19	22	41
Total/année	93	113	107	122	123	114	105	123	140	120	137	111	150	167	177	185	192	175	217	132	2829
	Notes sur cahier			Fiches parcellaires papier						Fiches informatiques						Retranscription					

Pour 18 des 19 exploitations, les carnets se sont présentés au moins une année sous forme de fiches parcellaires annuelles (structuration des données par parcelle puis par ordre chronologique ou par type d’intervention). Mais des cahiers ou des agendas porteurs d’une autre logique (structuration par culture ou par journée de travail) nous ont aussi été confiés (Tab. 3).

⁸ Un lot de culture est un ensemble de parcelles où une même espèce est cultivée de la même manière tout au long du cycle cultural (in Mazé *et al.*, 2004)

Tableau 3: Structuration des données et type de support rencontrés par exploitation enquêtée entre 1990 et 2009 (les types de supports peuvent se succéder dans le temps pour une même exploitation)

Type de support	Structuration des données		
	par parcelle		Autre (par culture, par date etc.)
	ordre chronologique	type d'intervention	
Document manuscrit (cahier / carnet / feuille volante)	A1; A18; A16	A7; A3	A2; A6; A4; A8; A17
Document imprimé (carnet relié ou feuille volante)		A14; A15; A5; A9; A7; A10; A13; A18; A4; A8; A12; A16; A17	
Document informatique	A1 ; A4 ; A16	A19; A2; A11	

Globalement, nous notons une nette progression des données recueillies à partir du début des années 2000, notamment en termes de nombre d’exploitations représentées (Fig. 6). La quantité de données fournies est cependant variable selon les exploitations (Tab. 2) : certaines ont conservé leurs carnets sur toute ou presque la période d’étude (cas des exploitations A1 à A8), voire au-delà, d’autres seulement sur un nombre très restreint d’années. Certaines nous ont transmis un grand nombre de fiches parcellaires par an (jusqu’à 38), d’autres une seule fiche par an⁹.

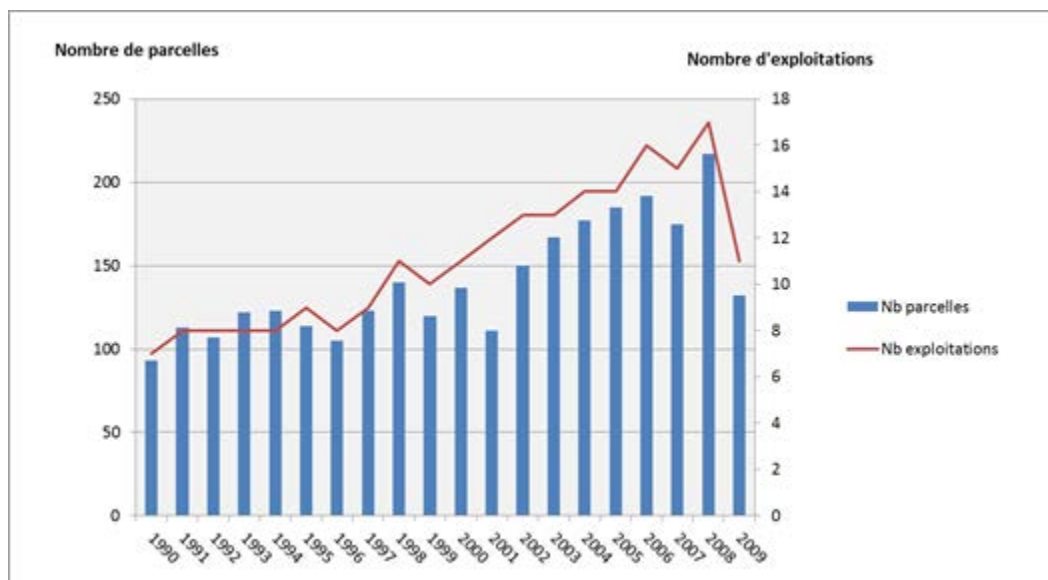


Figure 6 : Évolution du nombre de parcelles et du nombre d’exploitations enquêtées pour l’ensemble des cultures entre 1990 et 2009

⁹ Il s’agissait par exemple d’un seul itinéraire technique pour l’ensemble des parcelles de maïs.

Les cultures de blé et de maïs dont les pratiques de désherbage sont responsables des molécules retrouvées majoritairement dans les analyses d'eau de captage, sont aussi celles qui correspondent au plus grand nombre de fiches parcellaires. Sur les 20 ans étudiés, nous disposons de 50 à 116 parcelles enquêtées par année pour le blé tendre d'hiver, pour 6 à 19 exploitations (Fig. 7), et de 2 à 26 parcelles enquêtées par année pour le maïs, pour 1 à 9 exploitations.

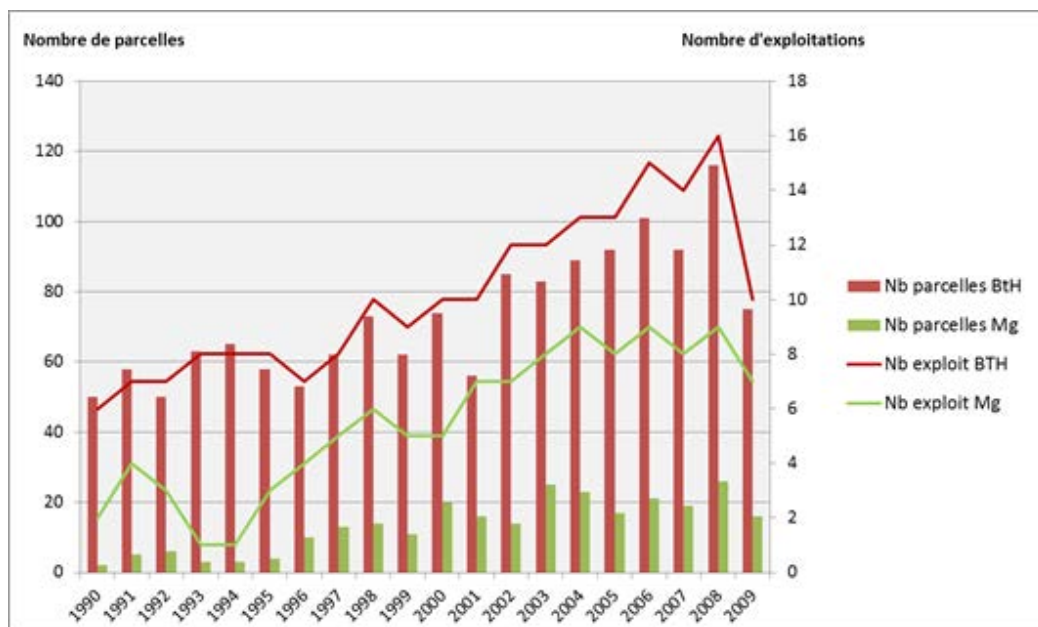


Figure 7 : Evolution annuelle du nombre de parcelles et d'exploitations enquêtées pour le blé tendre d'hiver (BtH) et le maïs grain (Mg) entre 1990 et 2009 sur le bassin de l'Orgeval

3.2.3 Représentativité spatiale des enquêtes

Les enquêtes ont été conduites en deux temps : nous avons d'abord cherché à recueillir le maximum de carnets de plaine issus des exploitations situées sur le bassin versant mais également dans un rayon de 10 km autour, afin d'inclure les exploitations périphériques pouvant être « concernées » par le bassin de l'Orgeval bien qu'ayant leur siège d'exploitation à l'extérieur. La carte ci-dessous (Fig. 8) montre bien la localisation des enquêtes issues des carnets de plaine (en violet) réparties sur l'ensemble du bassin versant, mais avec une prédominance de la moitié ouest du bassin ainsi qu'un certain nombre d'îlots situés à l'extérieur du bassin.

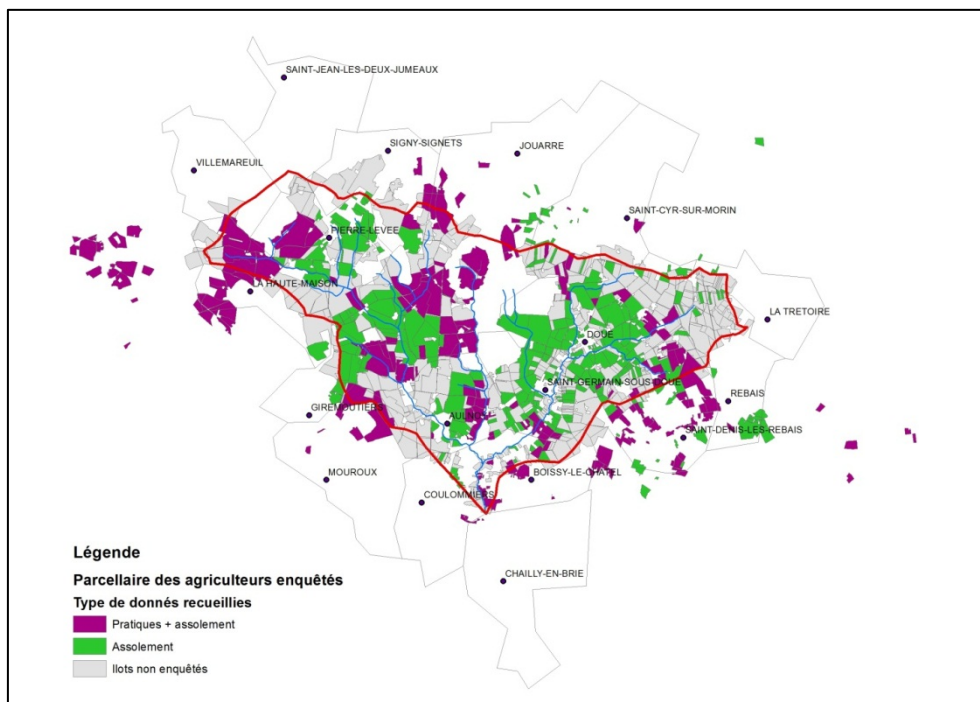


Figure 8 : Localisation des îlots enquêtés sur le bassin de l’Orgeval

Sur le total de 19 exploitations enquêtées au moins une année sur la période d’étude, on peut estimer qu’on a touché environ 36% des 53 exploitations estimées dans le bassin et 22% de la surface des îlots inclus dans le bassin. Bien que les enquêtes recueillies sur les îlots situés à l’extérieur du bassin aient été utilisées pour calculer les pratiques agricoles annuelles moyennes, elles ne pouvaient pas être utilisées pour représenter l’assolement à l’intérieur du bassin.

Une deuxième série d’enquêtes a cherché à reconstituer l’assolement sur le plus grand nombre d’îlots possible sur le bassin en vue de compléter la base de données destinée à la modélisation, et notamment les tables permettant de reconstituer l’assolement à l’échelle parcellaire. Il s’agit pour l’essentiel des « déclarations de surfaces » que les agriculteurs remplissent chaque année depuis 1992 pour recevoir les aides de la PAC. L’enquête complémentaire sur les assolements permet de connaître ces derniers sur 50% de la SAU du bassin versant.

L’ensemble des données recueillies a été saisi et analysé à partir d’une base de données semi-automatisée de saisie conçue spécialement pour la saisie des itinéraires techniques à l’échelle parcellaire. Cette base de données, appelée OSITOP (Outil de Saisie des Itinéraires Techniques Orientés Pesticides), permet notamment, grâce à son couplage avec la base de données e-phy¹⁰, de sélectionner dans un menu déroulant le nom du produit commercial appliqué puis de sélectionner la dose homologuée correspondant à la culture de la parcelle, permettant de la comparer à la dose appliquée et de calculer un rapport « dose appliquée / dose

¹⁰ <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/>

Pour télécharger les données sur la composition des produits :

<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/les-produits-phyto-pharmaceutiques-vus-par-leurs-substances-30379260/>

Pour télécharger les données sur les usages des produits :

<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/les-produits-phytopharmaceutiques-vus-par-leurs-usages/>

homologuée » qui est à la base du calcul de l'IFT parcelle total (Fig. 9).

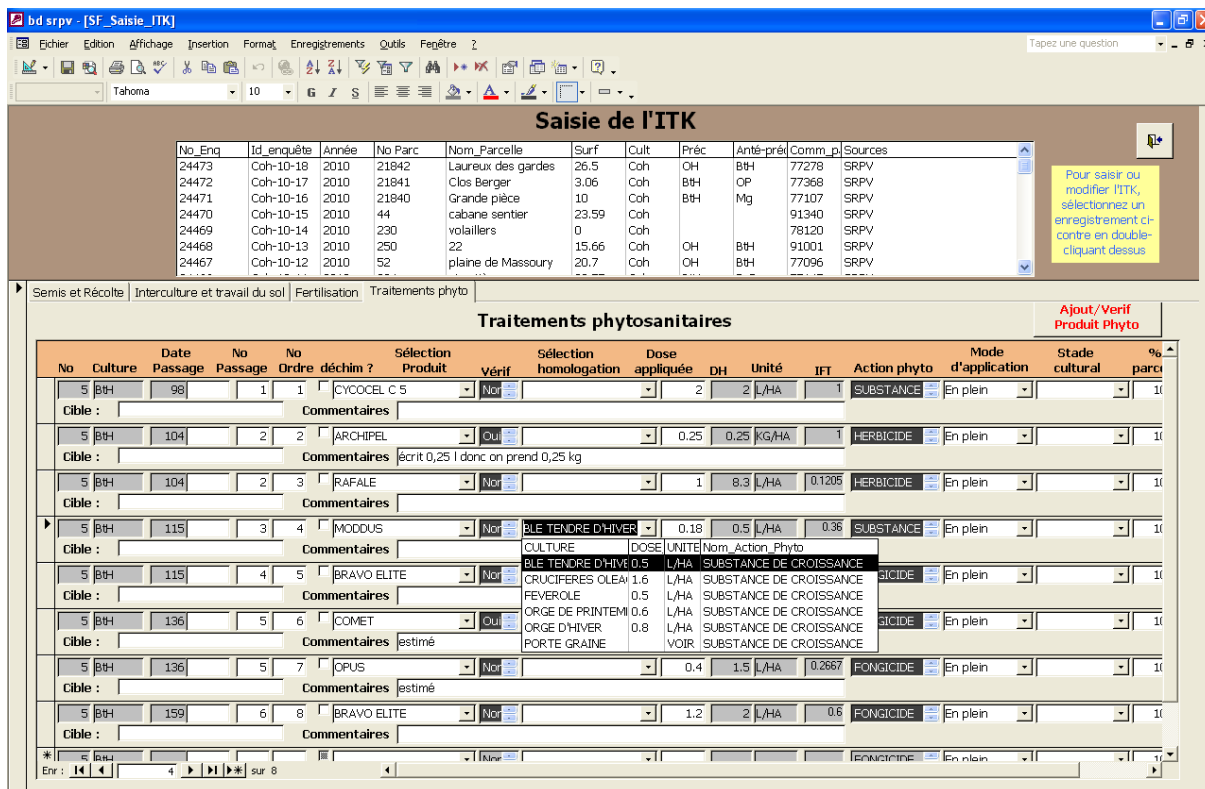


Figure 9 : Formulaire de saisie des traitements phytosanitaires issue de la Base de données OSITOP

4 Acquisition de données sur le terrain

Le choix de l'Orgeval se justifie par l'acquisition de données hydrologiques réalisée depuis 1962. Certaines stations sont suivies pour la qualité de l'eau (nutriments) depuis 1975. Cependant, concernant les pesticides, le suivi est resté ponctuel en fonction des études spécifiques. Un premier travail a consisté à recenser ces études et d'intégrer les données de terrain exploitables (W. Queyrel, 2014). D'autres mesures ont également été réalisées afin de définir le comportement des pesticides dans la zone non saturée de sol et fixer les paramètres physico-chimiques des pesticides dans le contexte plus précis de l'Orgeval. Ces résultats ont fait l'objet d'un précédent rapport (Blanchoud et al., 2009).

4.1 Le suivi de la contamination

Le premier suivi de la contamination par les pesticides a été réalisé à la fin des années 1970. La chronologie des différentes études réalisées sur le bassin est synthétisée dans le tableau 4 Ce tableau illustre le caractère fragmentaire de l'information recueillie sur les matières actives ciblées. En outre, de la fin des années 70 jusqu'en 2008, les mesures en pesticide ont été ponctuelles et réalisées sur des périodes d'une durée maximale de 3 ans. Depuis 2008, un suivi continu de la contamination des eaux de surface du ru des Avenelles a été instauré. Il permet ainsi d'obtenir une information continue dans le temps sur une durée

supérieure à 3 ans. En 2009 une campagne d'échantillonnage des principaux sols du bassin et un carottage du sous-sol dans les 40 premiers mètres ont été effectués. Des campagnes de prélèvements et de mesures en laboratoire ont été mises en œuvre pour déterminer les KOC, les DT50 et les cinétiques de dégradation (la formation de résidus liés et minéralisation). Deux molécules ont été ciblées lors de cette étude : l'Atrazine et l'Isoproturon. Ce projet a eu pour objectif d'acquérir les informations nécessaires en vue d'une modélisation du transfert des pesticides dans le continuum Sol/ Zone Non Saturée/ Nappe à l'échelle du bassin versant. La campagne de mesure de 2009 réalisée dans le cadre du projet PHYT'ORACLE (Blanchoud et al., 2009) a permis de renseigner le modèle sur des paramètres d'entrée et de confronter les résultats du modèle à l'évolution du stock de résidus liés dans le sol mesurée en laboratoire.

Les deux autres jeux de données choisis pour l'étude correspondent à des suivis pluriannuels de concentration en pesticide à l'exutoire de sous-bassins versant de l'Orgeval. Ils ont été utilisés car ils fournissent des observations sur une partie de la période ciblée (1990-2012). Le premier jeu de données est associé à la campagne de mesures de 1991-1993 réalisée par Garmouma et al., 1997. Le suivi effectué par les auteurs correspond à des mesures ponctuelles mensuelles. Bien que ces informations permettent de renseigner l'évolution de la concentration elles ne permettent qu'une interprétation qualitative car les mesures ne sont pas asservies au débit. Une partie des mesures a été effectuée en rivière à l'exutoire du bassin du Mélarchez. La seconde partie est constituée par le suivi mensuel des concentrations en pesticide à la sortie d'un collecteur de drainage sur le bassin du Mélarchez. Le second jeu de données est associé au suivi en continu mis en place depuis 2008 dans le cadre du PIREN Seine et le projet Phyt'Oracle financé par le programme CNRS EC2Co (Blanchoud et al., 2008). Ce suivi donne une vision globale de la contamination en herbicide du sous-bassin des Avenelles. Cette chronique de mesures permet de comparer les sorties du modèle aux observations de terrain. Les données du suivi en micro-lysimètre à la parcelle n'ont pas pu être utilisées car elle concerne des pesticides récents dont l'utilisation n'était pas encore répertoriée. Bien que lacunaires, l'ensemble des différents jeux de données acquis sur l'Orgeval constitue une source d'information sur l'évolution de la contamination en pesticide sur une longue période à l'échelle d'un bassin versant. De tels jeux de données sont difficiles à acquérir. A titre de comparaison, les mesures réalisées dans le cadre du programme de surveillance des masses d'eau par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), permettent de fournir une information qualitative sur l'évolution de la contamination. Des prélèvements sont effectués deux fois par an par station de mesure. Ce suivi bien que nécessaire ne permet pas de réaliser des bilans de masse à l'échelle des bassins versants car les prélèvements ne sont pas asservis aux débits.

Tableau 4 : récapitulatif des suivis de pesticides effectués ou en cours de réalisation sur le bassin de l'Orgeval

Années	Mesures effectuées	Auteurs
1976-1977	Triazines ¹ dans les eaux souterraine de la formation de Brie (source de Doue)	Chevreuil M. ^a
1991-1993	Triazines ² dans les sols du Bassin du Mélarchez Triazines ³ dans les eaux de drainages Triazines et de Phénylurées ⁴ dans les eaux de surface (Ru du fossé Rognon, les Avenelles, l'Orgeval) Triazines ² dans les eaux de souterraines (sources de Mélarchez et Doue)	Garmouma M. ^b
1999-2000	Triazines ⁵ à la sortie d'un réseau de drainage (sous bassin de Goin) Triazine dans un Ru temporaire (Ru de Choqueuse)	Blanchoud H. ^c
2008-actuel	Triazines, Phénylurées, Chloroacetamides ⁶ dans les eaux de surfaces (Ru des Avenelles) Triazines ² Chloroacetamides dans les eaux souterraines (sous bassin des Avenelles)	Blanchoud et al. ^d
2009	Coefficient de partition (KOC) de l'Atrazine et l'Isoproturon dans les sols de surface et dans une carotte de sur 40m de profondeur. Durée de demie vie (DT50) de l'Atrazine et l'Isoproturon dans les sols de surface et dans le sous-sol (40m) Etude de la minéralisation en surface et en profondeur de l'Atrazine et l'Isoproturon (Bassin des Avenelles)	Blanchoud et al. ^e
2012-actuel	Sulfonylurées ⁷ dans les eaux de percolation de microlysimètre sur parcelle (sous bassin des Avenelles) Sulfonylurées ⁷ dans les sols ; carottes de sol réalisées a la parcelle Sulfonylurées ⁷ dans les eaux d'un collecteur de drainage	Blanchoud et al.

¹Atrazine, DEA ; ²Atrazine, Simazine, DEA ;

³Simazine, Atrazine, Amétryne, Terbutryne, DEA ;

⁴Simazine, Atrazine, Amétryne, Terbutryne, Cyanazine/Isoproturon, Chlortoluron, Linuron ;

⁵Atrazine, DEA, DIA et Simazine ; ⁶Atrazine,

Simazine, DEA/Isoproturon, Chlortoluron/Métolachlore ; ⁷ Prosulfuron, Nicosulfuron ;

^a[Chevreuil 78] ; ^b[Garmouma 96] ; ^c[Guivarc'h Blanchoud 01] ;

^d[Blanchoud 08] ; ^e[Blanchoud 09]

STICS est un modèle agronomique destiné à réaliser des prévisions à l'échelle de la parcelle agricole. La mise en œuvre du modèle STICS nécessite d'effectuer des simulations sur des unités spatiales homogènes du point de vue des paramètres d'entrée. La version utilisée pour ces travaux n'étant pas encore spatialisée, le modèle est appliqué sur une seule Unité de Simulation (US). En référence à la partie 2, quatre niveaux d'information doivent être renseignés dans le modèle :

- le sol ;
- la culture ;
- les pratiques agricoles associées à la culture ;
- les données météorologiques.

Dans le cadre de cette étude, les pratiques culturales sont définies en deux catégories distinctes. La première concerne le travail du sol et la fertilisation associée au développement de la culture. La seconde regroupe les choix et l'application de pesticides à la parcelle. Les informations indispensables au fonctionnement du modèle ont été extraites de différentes bases de données.

4.2 Les données pédologiques

Les données pédologiques ont été extraites de la base de données géographiques des sols de France de l'INRA au 1/1 000 000 [Laroche 12]. Les sols sont définis dans la base selon des unités typologiques de sol (UTS) établies à partir de la classification de la FAO. La base de données est une représentation simplifiée de

la diversité spatiale de la couverture des sols. Le territoire est découpé en unités cartographiques de sols (UCS) dans lesquelles sont définis un certain nombre d'UTS classées selon leur pourcentage relatif en surface. Les principales caractéristiques des sols utilisés dans STICS sont dérivées des UTS :

— le taux de carbonate de calcium ;

— l'albédo ;

— la limite d'évaporation maximale du sol nu (q_0) ;

— le taux d'argile ;

— la densité apparente (d_a), la capacité au champ (h_{cc}) et le point de flétrissement, épaisseur pour chaque horizon (h_{pf}).

Le bassin de l'Orgeval est caractérisé par 4 principales UCS regroupant 12 UTC présentées dans la figure 5 (W. Queyrel, 2014). La typologie des différents sols recensés sur le bassin et leur taux de couverture respectifs sont présentés dans le tableau 2. Parmi les différents sols, trois semblent dominer : Orthic Rendzina, Orthic Luvisol et Podzoluvisol.

Tableau 5 : Typologie des sols du bassin versant de l'Orgeval

UCS	Type de sol	Occupation des sols (%)
330132	Orthic Rendzina	70
	Calcic Cambisol	30
330086	Eutric Fluvisol	70
	Mollic Gleysol	20
	Dystric Histosol	10
330681	Orthic Luvisol	70
	Eutric Fluvisol	20
	Gleyic Luvisol	5
	Luvic Arenosol	3
	Rendzina	2
337242	Podzoluvisol	50
	Orthic Luvisol	20
	Gleyic Luvisol	15
	Eutric Cambisol	15

4.3 Les données météorologiques

Les données météorologiques ont, dans un premier temps, été établies à partir des données de la station météo de Boissy-le-Châtel située en bordure du bassin. Une analyse de la chronique météorologique 1990-2012 a mis en évidence des lacunes dans les données, ainsi que certains biais sur les valeurs de rayonnement global et d'évapotranspiration potentielle, particulièrement entre la période 1998-2002.

Les données météorologiques du modèle SAFRAN ont donc été utilisées afin d'établir des chroniques complètes et de réduire les biais présents dans le jeu de données. Les données d'évapotranspiration

potentielle du modèle SAFRAN ont été corrigées à partir de l'évaporation annuelle moyenne sur les 40 années de chroniques météo disponibles à la station de Boissy. Le facteur correctif a été établi en fonction de la relation ci-dessous :

$$F_{corr\ etp} = \frac{Moy\ SAFRAN}{Moy\ Boissy}$$

— Moy SAFRAN : ETP moyenne annuelle sur la chronique 1990-2012

— Moy Boissy : ETP moyenne annuelle sur la période 1972-1990

Ce facteur correctif a permis de garder la dynamique d'évolution de l'ETP du modèle SAFRAN tout en restant cohérent avec la valeur moyenne annuelle observée à la station de Boissy.

5 Le module PeStics inclus dans STICS

5.1 Les formalismes retenus

Le modèle agronomique STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard. Brisson *et al.*, 1998) simule le développement d'une culture, le bilan hydrique et le transfert de nitrates dans les sols agricoles à partir de données météorologiques, de pratiques culturales et de caractéristiques du sol. Le modèle fonctionne à pas de temps journalier sur l'ensemble d'un cycle cultural. Le modèle STICS est reconnu dans la communauté agronomique pour sa robustesse et sa généricité (Brisson *et al.*, 1998). Le modèle est également utilisé depuis plusieurs années dans le cadre du PIREN Seine afin de simuler le transfert de nitrates dans les sols à l'échelle du bassin versant (Gomez *et al.*, 2002 ; Viennot *et al.*, 2009). Pour cela, des bases de données sur les pratiques agricoles concernant les apports en nitrates et en produits phytosanitaires ont été développées (Mignolet *et al.*, 2007 ; Nicola *et al.*, 2011).

Le choix de développer un module de transfert de pesticides dans STICS plutôt que d'utiliser un modèle de transfert de phytosanitaire existant se justifie par l'utilisation d'un seul et même modèle pour simuler les transferts de nitrates et de pesticides tout en simulant explicitement le développement des cultures. De plus, la nouvelle version de STICS est à même de traiter les écoulements préférentiels, ainsi, les conditions sont réunies pour permettre le développement d'un module phytosanitaire dans STICS.

Lors d'un apport en pesticides sur une parcelle agricole, l'ensemble du traitement n'atteint pas la cible et une partie peut être mobilisable pour le transfert dans les sols. Lorsque le pesticide pénètre dans le sol, il va subir différents processus (Figure 10).

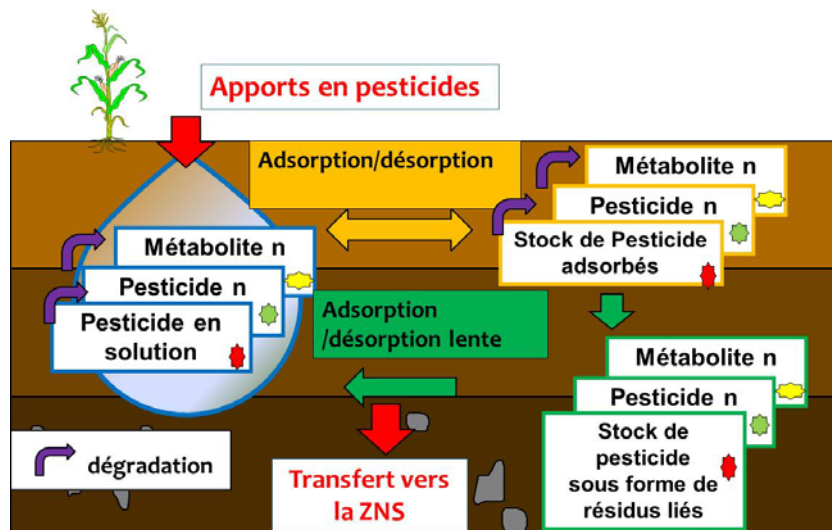


Figure 10 : Processus pris en compte dans le transfert des pesticides dans les sols

Une fois passées à l'état dissous les matières actives peuvent être retenues à la surface de particules du sol : c'est la sorption. Par ailleurs, les molécules peuvent migrer par diffusion dans les agrégats et/ou se complexer avec la matière organique du sol pour former des résidus liés. Ces processus sont regroupés sous la dénomination sorption lente. L'adsorption lente correspond au processus de transfert de pesticides vers des sites d'adsorption difficiles d'accès. Ces équations tentent de simuler de manière simplifiée les interactions complexes entre les particules de sol et la matière active telle que la formation de résidus liés (Queyrel *et al.*, 2012). Par ailleurs l'adsorption et la désorption lentes se caractérisent par un phénomène d'hystérèse plus ou moins prononcé lors de mesures en laboratoire. Cette caractéristique est intégrée dans les équations par l'intermédiaire du coefficient d'adsorption et de désorption indépendants. Le formalisme du modèle est inspiré du modèle Agriflux (Larocque *et al.*, 1998). Ces phénomènes ont une cinétique relativement lente au regard de l'adsorption à la surface des particules de sol souvent considérée comme quasi instantanée.

La dégradation entraîne le changement d'état physique et chimique de la matière active et donne lieu à la formation de métabolites. Son intensité varie en fonction de l'humidité, de la température, des populations de microorganismes présents et de la biodisponibilité du pesticide. Les matières actives sont généralement considérées comme biodisponibles (et donc dégradables) à l'état dissous et adsorbé. En revanche, il est admis que la dégradation n'affecte pas les résidus liés. Le transfert des pesticides se fait essentiellement sous forme dissoute.

De nombreux modèles ont été développés pour simuler le transfert de pesticides dans les sols. L'ensemble des modèles prend en considération les processus de dissipation des pesticides dans les sols tels que la sorption/désorption et la dégradation. Les formalismes diffèrent relativement peu d'un modèle à l'autre et la principale distinction porte sur la méthode utilisée pour simuler le transfert de l'eau dans le sol. La représentation du transfert hydrique joue un rôle prépondérant sur le comportement des modèles.

Les pesticides sont sujet au transfert préférentiel via des macropores ou les fentes du sol. Plusieurs modèles prennent en considération une double porosité dont les plus connus sont MACRO, PEARL, ou PRZM. Bien que la majorité des modèles simule le développement des cultures, les formalismes utilisés restent très rudimentaires au regard des modèles agronomiques. Des tests de sensibilité ont été réalisés afin de vérifier l'erreur potentiellement commise en considérant les données physico-chimiques moyennes sur les pesticides issus de base de données Footprint (PPDB, 2013). Ces résultats ont déjà été précédemment détaillés (Queyrel *et al.*, 2012).

5.2 Choix des molécules simulées

La base de données APOCA regroupe 253 matières actives. Les 253 pesticides peuvent difficilement être simulés, car nous n'avons pas forcément les informations sur leurs propriétés physico-chimiques. Nous avons donc effectué un choix parmi l'ensemble des molécules répertoriées dans la base. La sélection des matières actives s'est appuyée sur trois critères :

- la fréquence de détection de la molécule ;
- la fréquence de quantification ;
- la quantité totale appliquée sur le bassin.

Les molécules les plus fréquemment détectées à l'exutoire du bassin de 2008 à l'actuel sont l'atrazine et l'isoproturon. Elles ont donc été choisies pour réaliser la simulation sur le long terme.

Ces molécules présentent également des caractéristiques physico-chimiques contrastées et des périodes d'applications différentes qui permettent de tester le fonctionnement du modèle dans des situations contrastées.

Le calendrier des apports est structuré à partir de la date moyenne par période homogène d'application. Les quantités appliquées par traitement issues de la base APOCA correspondent à une dose moyenne calculée pour l'ensemble du bassin, exprimée en kg par hectare. Afin d'allonger la durée de simulation, la chronique des traitements a été étendue sur trois années supplémentaires : 2010, 2011 et 2012. Les apports ont été établis à partir de la moyenne des trois dernières années disponibles dans la base : 2007, 2008 et 2009.

6 Résultats

6.1 Détermination des intrants phytosanitaires pour la modélisation

Le fait de disposer d'une importante masse d'informations parcellaires sur l'assolement et les itinéraires techniques sur une série temporelle longue permet d'extraire un grand nombre de résultats permettant de caractériser les pratiques phytosanitaires avec trois objectifs : i) caractériser les pressions phytosanitaires et leurs évolutions dans le temps à l'aide de différents types d'indicateurs ; ii) caractériser les pratiques phytosanitaires et leurs évolutions pour les principales variables d'intérêt pour la modélisation (% de parcelles traitées, doses et dates d'application pour les matières actives les plus impliquées dans les problèmes de contamination) ; iii) Constituer une base de données destinée à la modélisation représentant ces pratiques moyennes à l'échelle de tout le bassin versant.

6.1.1 Les indicateurs de pression phytosanitaire calculés

Un grand nombre d'indicateurs de pression basés sur les pratiques agricoles ont été calculés et comparés à l'échelle du bassin versant dans son ensemble (tenant compte de l'assolement moyen calculé sur toute la période), mais également au niveau des deux principales cultures impliquées dans les contaminations par les pesticides, à savoir le blé tendre et le maïs. Le but était de voir quelle était l'utilité de ces indicateurs pour analyser l'évolution des pressions dans le temps et d'identifier les pratiques les plus « à risques », ainsi que les matières actives ou les familles de matières actives les plus appliquées depuis 20 ans sur le bassin versant.

Nous ne détaillerons pas ces résultats qui font l'objet d'un article qui leur est entièrement dédié (Schott *et al.*, 2014).

6.1.2 Les descripteurs des pratiques de désherbage

Dans le cas des pratiques phytosanitaires jugées les plus « à risques », comme le désherbage du blé et du maïs (Queyrel, 2014), nous nous sommes intéressés de manière plus détaillée aux modalités d'utilisation des molécules correspondantes au cours de l'itinéraire technique, en utilisant trois descripteurs : (i) le pourcentage de parcelles traitées, (ii) la dose moyenne appliquée et (iii) la date moyenne de passage. Ces descripteurs jouent un rôle important dans les processus de transferts des pesticides dans l'environnement et sont notamment mobilisés dans certains modèles de simulation de ces transferts (Queyrel, *op. cit.*).

Les principales molécules herbicides anti-graminées utilisées sur blé, à savoir l'isoproturon et le chlortoluron ont, de par leur mode d'action racinaire, des propriétés physicochimiques qui leur confèrent une persistance importante dans les sols et une détection fréquente dans les analyses d'eau. Les pratiques d'application de ces molécules sont importantes à caractériser à travers certains descripteurs tels que le pourcentage de parcelles traitées, la dose moyenne appliquée et la date moyenne de passage, dans l'objectif de simuler leurs transferts dans l'environnement.

Nos résultats prouvent que l'isoproturon est devenu, au cours des années 90, la principale molécule de la famille des urées utilisée sur blé (notamment après le retrait d'homologation du néburon en 1998 et du méthabenzthiazuron en 2007) (Fig. 11). Il était utilisé de manière quasi-systématique (sur jusqu'à 90% des parcelles) à la fin des années 90 avant que les restrictions de doses en 2004, puis d'usage en 2008 pour des raisons environnementales, ne provoquent une diminution importante des pourcentages de parcelles traitées (autour de 40%). Le chlortoluron est la deuxième urée utilisée sur la zone d'étude mais de manière moins importante que l'isoproturon, en raison de problèmes de phytotoxicité qu'il engendre sur le blé. Mais avec l'apparition de variétés de blé plus tolérantes et de problèmes d'envahissement par le ray-grass, son utilisation a augmenté au cours de la période jusqu'à remplacer l'isoproturon. Ces deux produits sont ainsi arrivés à peu près à égalité au cours des dernières années dans leur fréquence d'utilisation sur les parcelles de l'Orgeval.

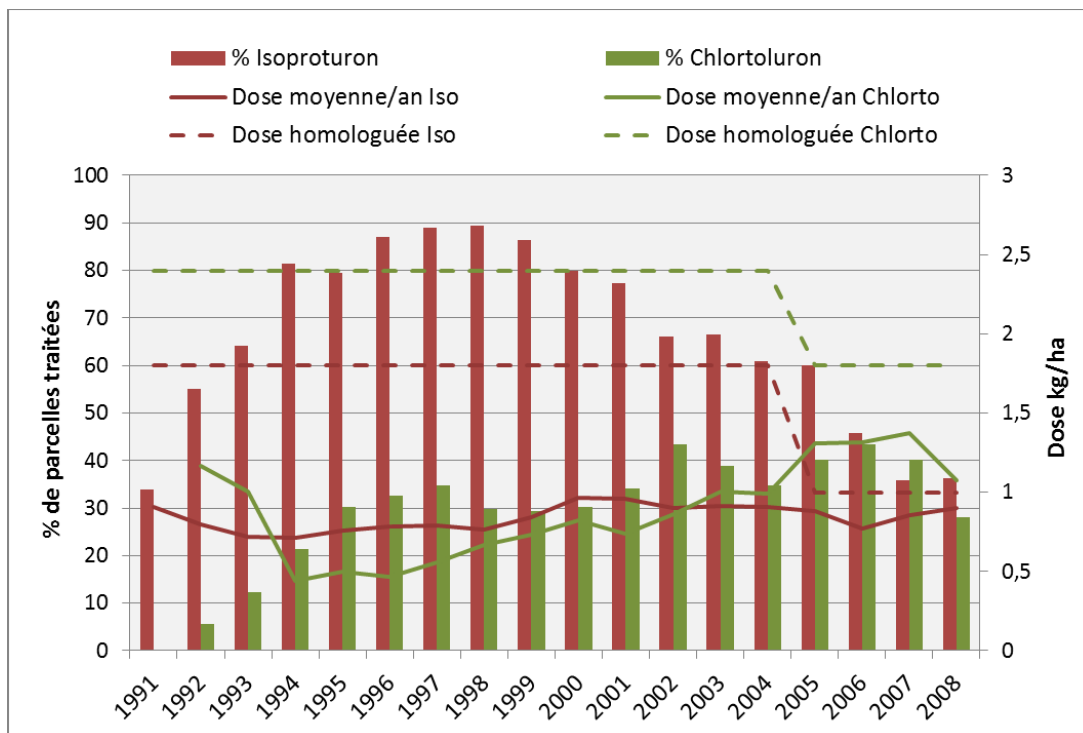
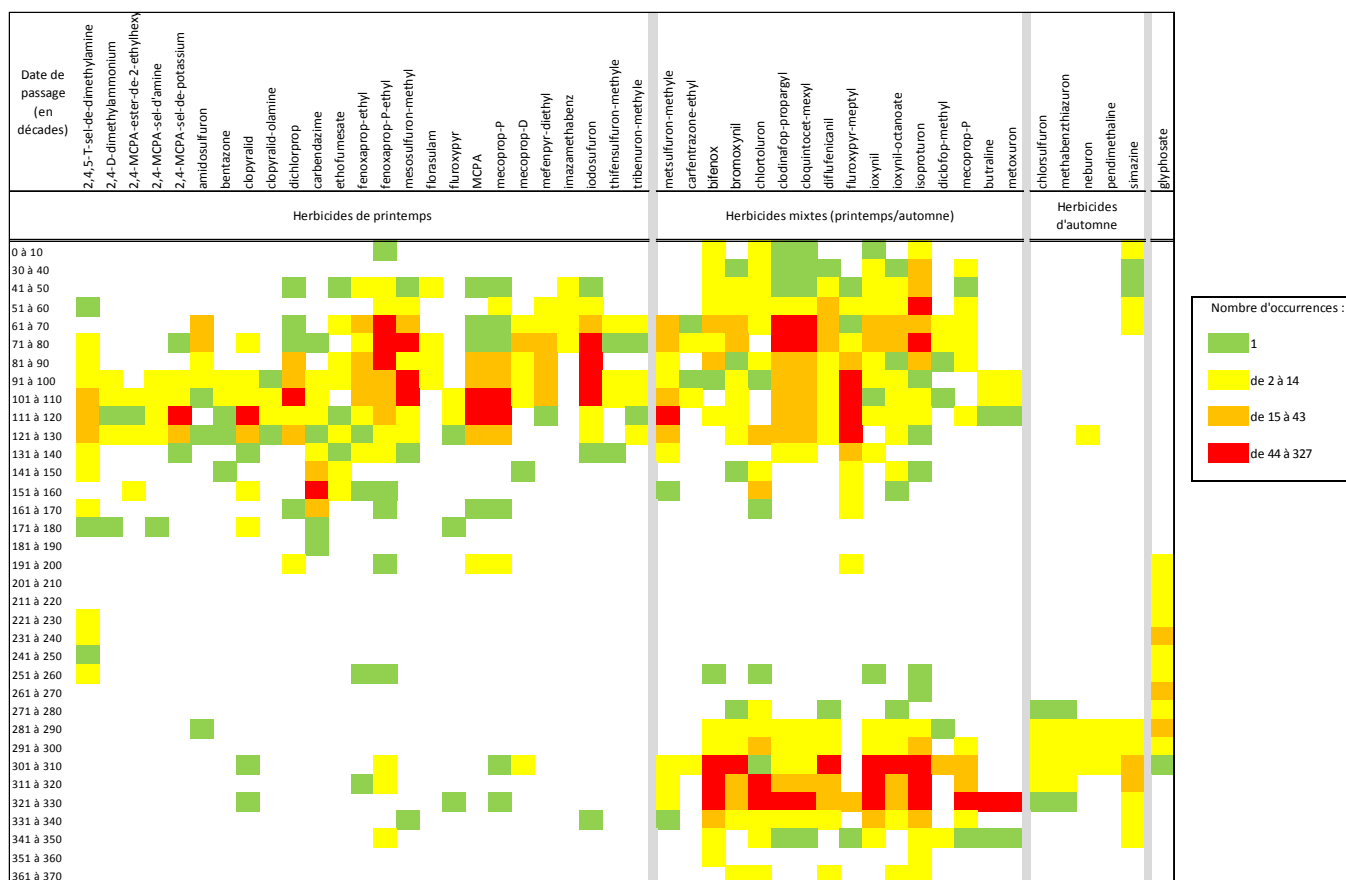


Figure 11: Évolution des doses moyennes et homologuées (kg/ha/an) d'isoproturon et du chlortoluron et pourcentages de parcelles traitées pour le blé tendre d'hiver dans le bassin versant de l'Orgeval de 1990 à 2009

L'analyse de l'évolution des doses appliquées par hectare et par an (Fig. 11) montre que les doses d'isoproturon ont peu fluctué au cours du temps (entre 0,8 et 1 kg/ha/an) tandis que celles de chlortoluron ont davantage varié (de 0,5 à 1,2 kg/ha/an). Elles sont restées cependant très inférieures à la dose homologuée (DH) (de 20 à 40% de la DH pour le chlortoluron et de 40 à 50% de la DH pour l'isoproturon avant 2005). La pauvreté en argiles et colloïdes des sols du secteur permet en effet de ne pas utiliser de pleines doses. Dans ce cas, il est donc important de pouvoir distinguer doses homologuées et doses moyennes appliquées qui diffèrent de façon significative.

Enfin, l'analyse des dates d'application les plus fréquentes pour les différentes molécules herbicides du blé (sous la forme de nombre d'occurrences par décade exprimées en jours julien) permet de distinguer quatre grands types de molécules correspondant à quatre périodes d'application (Tab. 6) : la majorité sont des herbicides de printemps (53%), 10% sont des herbicides d'automne et 34% sont mixtes (ils peuvent être utilisés aussi bien à l'automne qu'au printemps, la date d'application étant fortement conditionnée par les conditions climatiques de l'année). Une dernière catégorie est constituée par une seule molécule, le glyphosate : il s'agit des déchaumages chimiques qui se répartissent entre mi-juillet et fin octobre (soit entre la récolte du précédent et le semis du blé) et qui ont donc une grande amplitude d'utilisation.

Tableau 6 : Nombre d'occurrences de la date d'application pour les différentes molécules herbicides du blé tendre en fonction des décades de l'année (exprimées en jour julien)



Les seuils ont été définis à partir de la moyenne et des 10% les plus élevés et les moins élevés de l'ensemble des valeurs (non nulles)

La constitution de périodes de référence pour les applications de matières actives sur la zone d'étude permet de reconstituer les calendriers de traitements pour chaque type de produit pour une culture donnée (Tab. 7). Cette information est essentielle pour estimer les risques de transfert de ces matières actives dans l'environnement par rapport aux conditions du milieu au moment de l'application (état de la végétation pouvant intercepter le produit, état hydrique du sol, pluviométrie, etc.).

Tableau 7 : Reconstitution du calendrier de traitements du blé tendre sur une campagne agricole dans le bassin versant de l'Orgeval entre 1990 et 2009

	181 à 190	191 à 200	201 à 210	211 à 220	221 à 230	231 à 240	241 à 250	251 à 260	261 à 270	271 à 280	281 à 290	291 à 300	301 à 310	311 à 320	321 à 330	331 à 340	341 à 350	351 à 360	361 à 370	...	61 à 70	71 à 80	81 à 90	91 à 100	101 à 110	111 à 120	121 à 130	131 à 140	141 à 150	151 à 160	161 à 170	171 à 180
Période de traitements	Déchaumage chimique (glyphosate) - selon précédent										Herbicide automne (10%)										Herbicide printemps (53% uniquement au printemps et 34 % à la fois en automne et au printemps)											
											Insecticide automne										Fongicide											
																					Insecticide printemps											
																					Substance de croissance											

6.1.3 Création de la base de données APOCA (*Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area*)

L'objectif final des travaux présentés dans ce rapport est d'aboutir à la construction de la base de données APOCA (*Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area*). Cette base de données renseigne sur les pratiques agricoles en général, et phytosanitaires en particulier, à l'échelle du bassin versant de l'Orgeval entre 1990 à 2009 et dont une partie des données a permis d'alimenter le modèle utilisé pour simuler les transferts de pesticides (Queyrel, 2014).

La conception et la description de cette base de données faisant l'objet d'un rapport complet (Nicola *et al.*, 2012), nous n'entrerons pas ici dans la description des tables et des champs figurant dans la Figure 12.

Nous rappellerons seulement ici le choix qui a été fait était de garder le niveau de précision le plus grand possible pour décrire l'assolement annuel à l'échelle des parcelles du bassin versant mais utiliser des pratiques agricoles moyennées par culture et par an. Ces pratiques moyennes sont ensuite associées à l'ensemble de la sole d'une culture donnée pour tout le bassin versant, quel que soit l'îlot dans laquelle elle est située. Il en résulte donc un certain « lissage » des pratiques même si la localisation des cultures est restée très fine.

Concernant les variables d'intérêt, les dates moyennes de traitement ont été calculées par matière active, par année et par période d'application¹¹. Il y a donc plusieurs dates moyennes de traitement possibles prévues dans la base de données.

En revanche, concernant le pourcentage de parcelles traitées et la dose moyenne appliquée, ils ont été regroupés en une seule variable qui est une dose moyenne « statistique » qui correspond à la moyenne des doses de toutes les parcelles ayant reçu ou non la matière active. Il ne s'agit donc pas de valeurs réalistes au sens agronomique du terme mais qui permettent de représenter toute la diversité des pratiques en une seule parcelle théorique, qui aurait reçu toutes les matières actives appliquées sur une culture une année donnée, mais en quantité relative au pourcentage de parcelles qui aurait reçu cette matière active.

Si ce mode d'agrégation et de représentation des données parcellaires a un sens au niveau statistique, il faudrait pourtant vérifier qu'il ne joue pas un biais trop important au niveau agronomique et donc sur les risques de lessivage des matières actives...

¹¹ Chaque période est constituée de 30 jours maximum, au-delà de ces 30 jours on définit une 2^{ème} période de traitement donc une deuxième date.

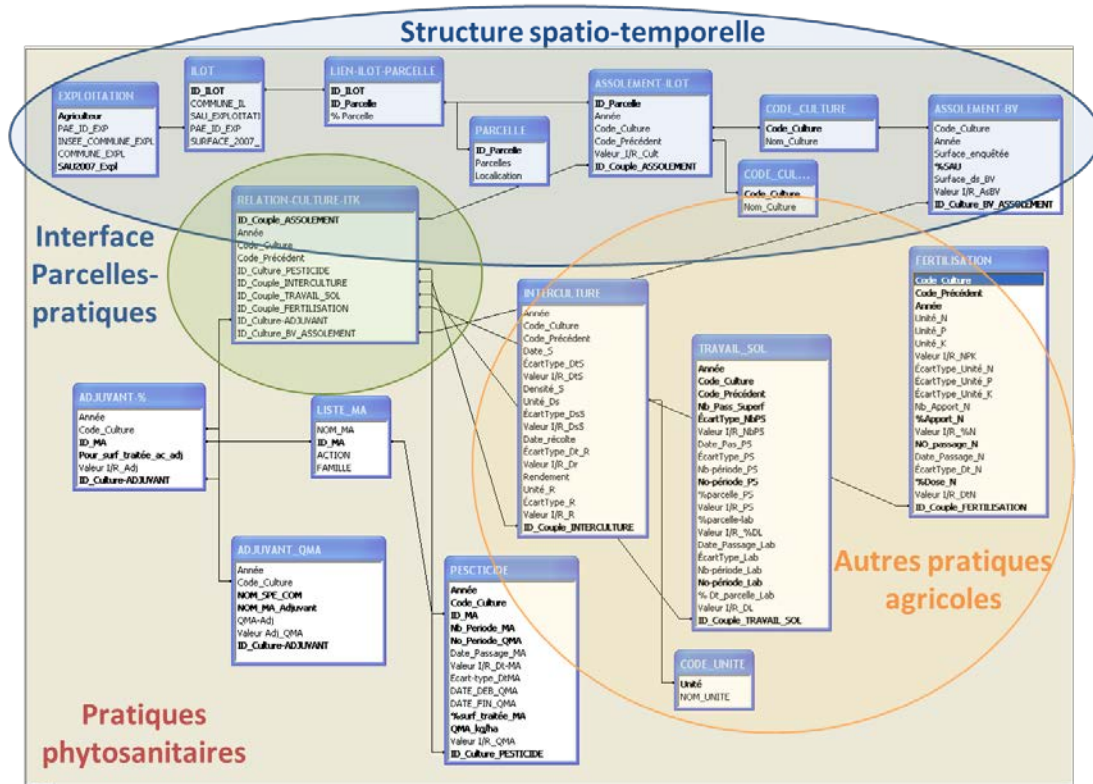


Figure 72 : Modèle physique de la BDD APOCA

6.2 Exploitation des données de contamination pour la modélisation

Ces mesures sont surtout vouées à acquérir des données de calibration du modèle. C’est pourquoi l’atrazine et ses produits de dégradation sont particulièrement étudiés malgré son interdiction en 2003. En effet, ces molécules étant majoritairement détectées dans les eaux souterraines, elles permettront de valider le modèle de transfert avant l’étude du transfert d’autres molécules plus récentes.

La figure 13 montre l’évolution dans le temps du débit, de l’atrazine et de son métabolite la DEA, dans le ru des Avenelles.

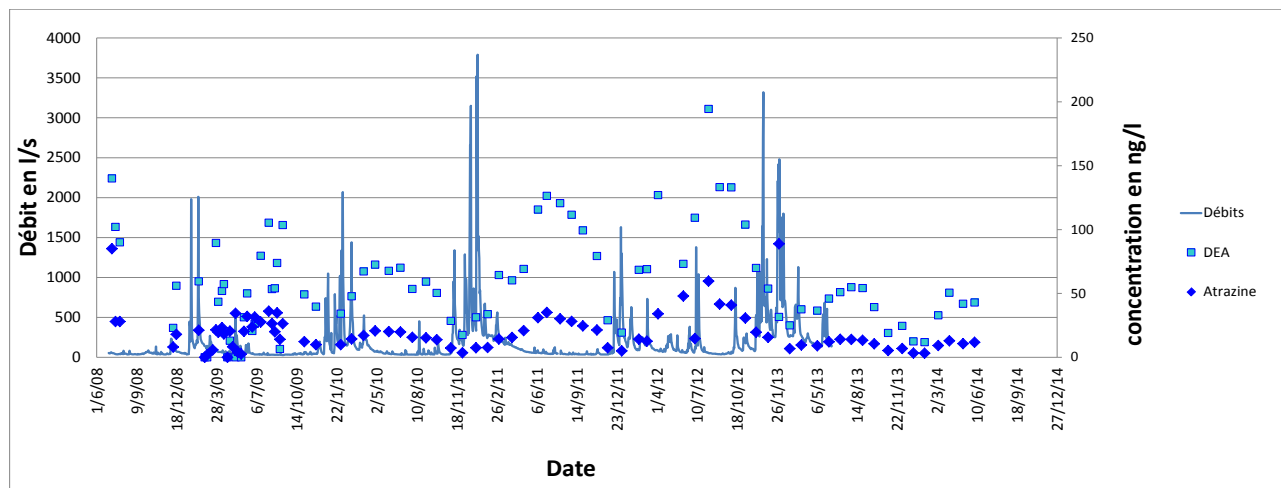


Figure 83 : Evolution du débit (trait continu) et des concentrations moyennes mensuelles en atrazine et DEA dans le ru des Avenelles

Il apparaît clairement une évolution cyclique annuelle avec une augmentation des concentrations en été et un effet de dilution en période de hautes eaux. Ce phénomène est surtout mis en évidence grâce aux prélèvements moyens mensuels asservis au débit qui permettent le lissage des observations sur le long terme. Des concentrations en DEA allant jusqu'à 0,2 µg/L sont encore mesurées en juillet 2012, ce qui montre la persistance de cette métabolite malgré l'interdiction d'usage de l'atrazine 9 ans auparavant.

D'autres molécules encore largement utilisées sur le bassin sont également détectées avec des concentrations moyennes mensuelles très élevées au moment des périodes d'application : jusqu'à 1,5 µg/L pour le chlortoluron en hiver et près de 1,2 µg/L pour le métolachlor au printemps.

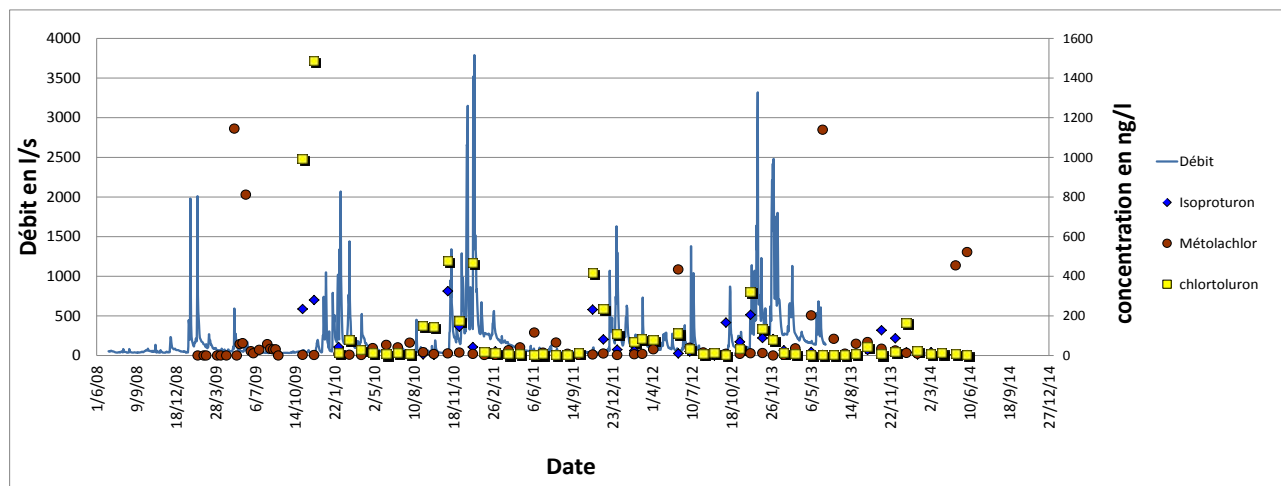


Figure 94 : Evolution du débit (trait continu) et des concentrations moyennes mensuelles en isoproturon, chlortoluron et métolachlor dans le ru des Avenelles

Trois prélèvements ponctuels des piézomètres (janvier, mai et juillet 2010) ont été comparés avec les mesures réalisées dans le cours d'eau (Fig. 15). Les concentrations augmentent dans la nappe de janvier à juillet pour la DEA. Cette augmentation est similaire à celle observée dans le cours d'eau, ce qui laisserait

supposer que les concentrations en DEA dans le cours d'eau sont liées aux apports par la nappe. Pourtant, ce processus n'est pas observé pour l'atrazine dont les concentrations restent stables dans la nappe. L'atrazine proviendrait donc d'une autre source comme par exemple des écoulements de sub-surface. Il y aurait donc des stocks de pesticides différents en fonction des propriétés des molécules.

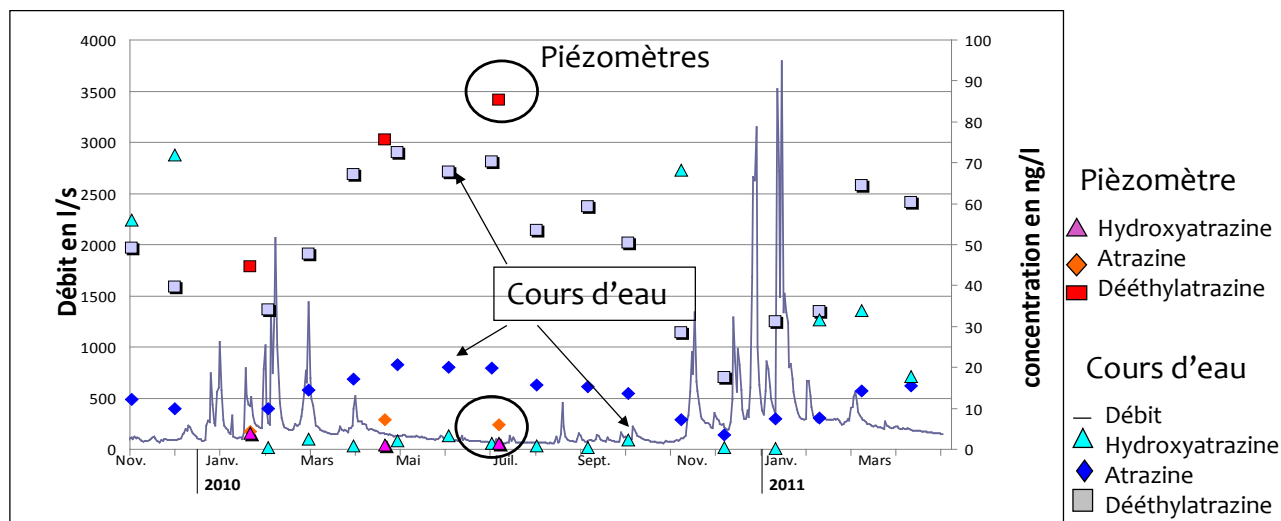


Figure 105 : Evolution du débit (trait continu) et des concentrations moyennes mensuelles en atrazine, DEA et hydroxyatrazine dans le ru des Avenelles (points bleus) et dans un piézomètre en mi-pente du bassin (points rouges)

Ces résultats montrent la nécessité de modéliser le transfert des pesticides et vérifier si ces hypothèses peuvent être confirmées. Une deuxième étape est de comprendre les processus de transfert dans le système sol-nappe-rivière. Pour cela, des études au niveau de la zone non saturée (ZNS) ont été menées (Blanchoud *et al.*, 2009). Des mesures de dissipation de l'atrazine et de l'isoproturon ont été réalisées à l'UMR EGC dans le cadre du programme Phyt'Oracle à partir de molécules marquées sur des échantillons de sol provenant de parcelles du bassin d'une part et provenant de la zone non saturée jusqu'à 37m de profondeur d'autre part. Après 7, 14, 28 et 70 jours d'incubation, les échantillons ont été extraits selon des protocoles permettant de vérifier la potentialité de remobilisation des pesticides (Fig. 16).

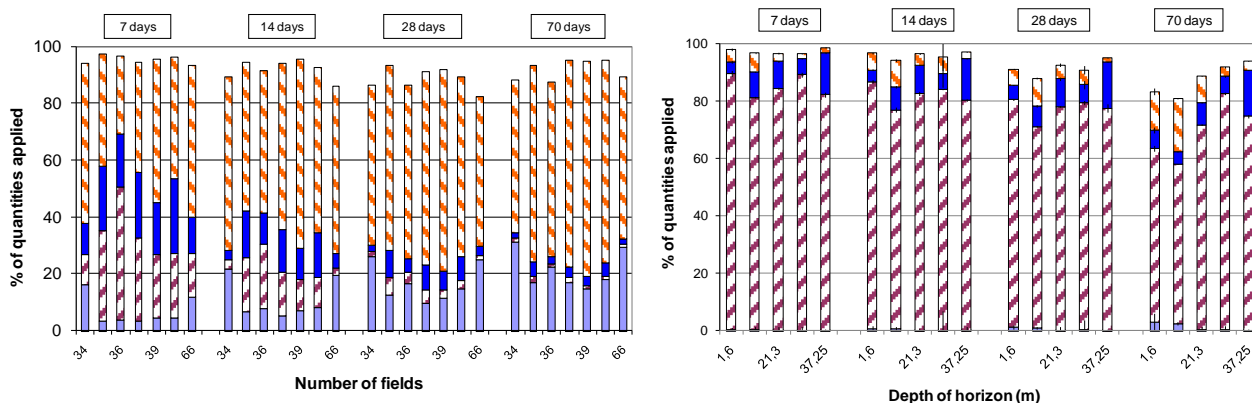


Figure 16 : Résidus d’isoproturon (en % de quantité appliquée) et extractabilité dans les sols de surface pour 7 parcelles (à gauche) et pour 5 profondeurs de la ZNS de 1,6 à 37m de profondeur (à droite) après 7, 14, 28 et 70 jours d’incubation. De haut en bas des histogrammes, on trouve les résidus non extractibles ■, extraits au méthanol ■, à l’eau ■ et minéralisés ■

Les résultats montrent que les résidus liés sont essentiellement présents dans les sols de surface. L’absence de matière organique dans la ZNS ne permet pas l’adsorption de l’isoproturon, ni même de l’atrazine (Blanchoud *et al.*, 2009). Dans la ZNS, même après 70 jours d’incubation, il y a très peu de minéralisation et la quasi-totalité des résidus de pesticide est facilement remobilisé à l’eau. Nous pouvons en conclure que pour ces molécules, la ZNS n’est qu’un compartiment de transit et que les processus de sorption et dégradation peuvent être dans un premier temps négligés pour la modélisation.

6.3 Premières simulations sur le long terme

Les résultats sont pour l’essentiel présentés au pas de temps annuel. Cette échelle temporelle nous a paru adaptée pour représenter les résultats du modèle sur l’ensemble de la chronique. En effet, la variabilité des dates d’application et le secret statistique ne nous permet pas d’exploiter les données d’usage à l’échelle parcellaire ni au pas de temps journalier. De plus le temps de transfert de l’eau est estimé inférieur à l’année dans la formation de Brie qui constitue l’un des principaux aquifères du sous bassin versant des Avenelles (Bardet S., 2009).

Afin de valider le fonctionnement du modèle agronomique STICS avec le module PeStics, nous avons d’abord vérifié la cohérence des simulations sur le bilan agronomique et le bilan hydrique.

6.3.1 Le bilan agronomique

L’analyse du bilan agronomique permet de vérifier si la croissance et le développement de la culture simulée sont en adéquation avec les données observées sur le bassin. Cette synthèse effectuée pour le blé et le maïs, s’appuie sur l’évaluation du rendement et du développement du couvert végétatif de 1990 à 2012. Cette étape préliminaire est essentielle pour vérifier la cohérence de la simulation avant toute autre analyse sur le transfert de l’eau, des nitrates et des pesticides.

Le rendement permet de quantifier la quantité de biomasse récoltée à la fin du cycle cultural. Les rendements issus du modèle sont exprimés en fonction du taux d’humidité des grains : 0% et 14% pour le blé et 0% et

40% pour le maïs. Le taux d'humidité des grains à la récolte sont généralement compris entre 8 et 12% pour le blé et 15 à 20% pour le maïs. Les simulations ont été comparées aux rendements moyen, maximum et minimum pour le blé et le maïs en Seine et Marne (DRIA AF, 2010). Les rendements moyens simulés du blé sont surestimés par rapport aux observations sur la même période. Ils restent cependant dans un intervalle raisonnable au regard du rendement maximal observé. Dans le cas du maïs, la gamme des rendements simulés est plus large que celle du blé. Les résultats du modèle sont comparables aux rendements observés en Seine et Marne de 1989 à 2009. Seules les années 2002, 1996 et 2007 sont inférieures aux plus faibles valeurs. La non prise en compte de l'irrigation pourrait expliquer le faible rendement simulé ces années-là.

Parmi les nombreuses variables du modèle, l'indice foliaire ou LAI (Leaf Index Area) a été choisi pour caractériser l'évolution de la croissance de la plante. Les variations de LAI des deux cultures sont cohérentes avec les tendances généralement observées sur le terrain. Le maïs a un LAI plus élevé que le blé. Les cycles végétatifs des deux cultures diffèrent par la durée et l'étendue du couvert végétal. Le cycle du blé, plus long, entraîne la présence d'un couvert végétal de décembre à juillet. La surface foliaire est maximale entre avril et juin.

Le bilan agronomique met en évidence une relative cohésion entre les rendements simulés par le modèle et les données observées. Il semble également mettre en évidence la sensibilité du modèle à l'initialisation lors des premières années de la simulation. Par ailleurs, les chroniques de LAI soulignent un développement cohérent des cultures sur l'ensemble de la période considérée. Ces résultats confortent la stratégie choisie pour l'itinéraire technique des deux cultures. Cette méthodologie apparaît adaptée pour une première approche de la modélisation agronomique à long terme sur le bassin de l'Orgeval. Les cycles de croissance différents des deux cultures aura des conséquences sur le bilan hydrique.

6.3.2 Le bilan hydrique

Le bilan hydrique permet de faire un état des lieux de la répartition des précipitations entre l'évapotranspiration, le ruissellement, l'infiltration ou la rétention à des échelles spatiale et temporelle données. L'objectif de cette partie est de réaliser un bilan sur l'ensemble de la simulation, complété par une comparaison entre les deux cultures, blé et maïs.

Le bilan global sur l'ensemble de la simulation est présenté dans le tableau 6. Sur l'ensemble de la période, 75% des précipitations retourne dans l'atmosphère par évapotranspiration. L'écoulement, composé uniquement de l'infiltration, (car STICS ne simule pas les écoulements de surface), représente donc 25% des précipitations. La variation de stock est considérée comme négligeable (<0.1%).

Bien que la répartition entre l'évapotranspiration et l'infiltration soit relativement équivalente entre les deux cultures, la partition entre transpiration et évaporation du sol nu diffèrent. L'évapotranspiration dans le modèle est divisée en deux composantes : évaporation du sol nu et transpiration de la plante. La part de transpiration est plus élevée de 10% pour le maïs sur la période.

Si on fait l'hypothèse que la variation du stock d'eau dans le bassin est nulle à l'échelle annuelle, le flux d'eau exporté par infiltration peut être comparé au flux annuel d'eau à l'exutoire du cours d'eau (Fig. 17). La variabilité de l'infiltration profonde est majoritairement associée aux précipitations. Lors des années pluvieuses (2001), l'infiltration profonde est nettement plus surestimée pour le blé. En revanche lors des années sèches (1996), les flux simulés pour le maïs sont plus faibles au regard des flux d'eau exportés à l'exutoire. Les différences observées entre le maïs et le blé sont associées aux périodes où la transpiration de la plante est maximale. La culture considérée aura donc une influence sur le bilan hydrique, notamment dans le cas de conditions climatiques extrêmes.

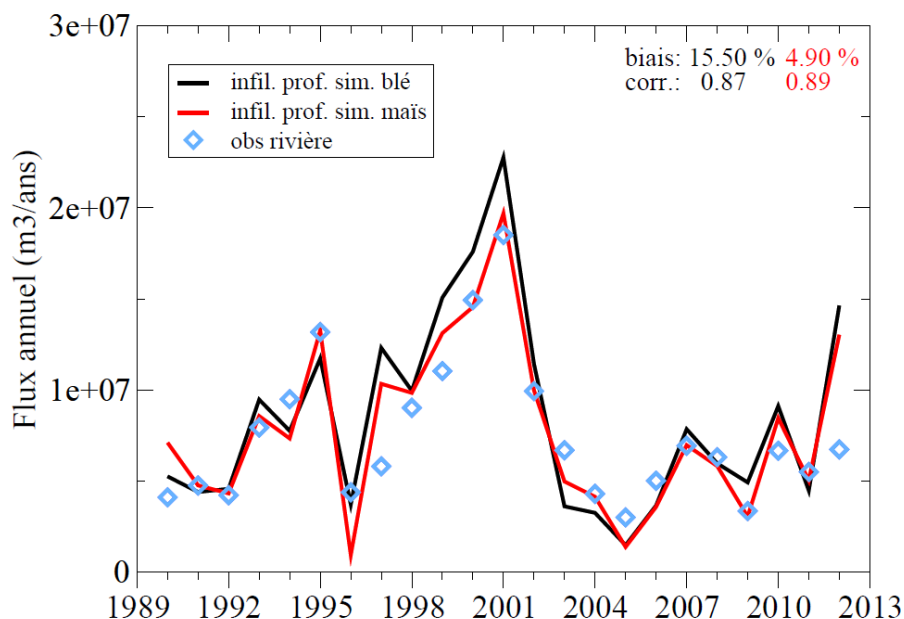


Figure 17 : Infiltration profonde annuelle simulée et débits en rivières observée sur la période 1990-2012

Malgré une hypothèse de départ forte, le bilan réalisé pour l'ensemble du bassin, souligne la cohérence des simulations avec les flux observés en rivière. Par ailleurs, la méthodologie basée sur des pratiques agricoles moyennes semble adaptée pour une première application sur le long terme du modèle sur le bassin de l'Orgeval.

La variabilité de l'infiltration simulée par le modèle est essentiellement associée à l'évolution de l'évapotranspiration en fonction du développement du couvert végétal et du stock d'eau restant dans le sol à la fin de l'été. La différence de la part d'eau infiltrée entre les cultures va également conditionner le transfert de solutés tels que les nitrates ou les pesticides.

6.3.3 Le bilan de transfert des produits phytosanitaires

Dans le cas de l'atrazine (Fig. 18), les concentrations mesurées à partir de 2010 peuvent être directement comparées au résultat de simulation puisqu'il n'y a pas d'incertitude liée aux applications. Le modèle reproduit correctement les concentrations moyennes annuelles exportées depuis les sols anciennement contaminés. La prise en compte de l'adsorption lente dans la modélisation permet donc de reproduire un relargage progressif de molécules sur le long terme.

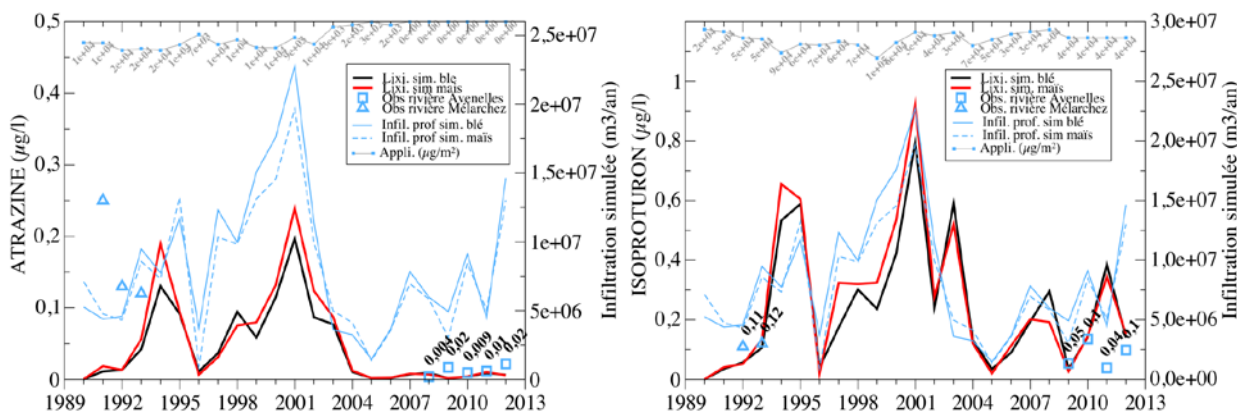


Figure 18 : concentrations lixiviées (en rouge et noir) simulées en atrazine (à gauche) et en isoproturon (à droite) comparées aux mesures dans le cours d'eau (points bleus) et au volume d'eau annuel infiltré simulé. Les apports phytosanitaires annuels sont indiqués en haut de chaque graphe sous la forme de losanges bleus reliés.

Pour l'isoproturon, l'évolution des concentrations simulées suit la dynamique de la lame d'eau infiltrée hormis un léger déphasage en fin de période de 2007 à 2012. Ce décalage entre la dynamique des concentrations sur la période 2010-2012 pourrait être associé à la différence entre les traitements réels qui ne sont pas disponibles dans la base APOCA, mais estimés à partir des trois dernières années dans la base de données (2007, 2008 et 2009).

Tableau 8 : Bilan de l'évolution de pesticides sur l'ensemble de la simulation; IPU : isoproturon; CHLO : chlortoluron ; ATR. : atrazine ; DEA : dééthylatrazine ; SIM. : simazine

Pesticides	Application période 1999 - 2009 (en tonnes)	Fraction transformée (en %)	Fraction lixiviée (en %)	Fraction restante dans le sol (en %)
Atrazine	15	93,6	0,4	6,0
Simazine	2,5	83,6	1,6	14,7
DEA	3,1	96,1	3,3	0,5
Isoproturon	39,2	91,1	0,3	8,6
Chlortoluron	21,8	87,5	< 0,1	12,5

Le bilan général (Tableau 7) met en évidence le caractère dominant de la transformation des molécules. La fraction dégradée est supérieure à 80% de la fraction apportée pour les molécules testées pendant les 20 ans de données. En revanche, la part lixiviée est très minoritaire, inférieure à 3.5 %. La quantité de pesticide encore présente en fin de simulation est non négligeable et représente jusqu'à près de 15 % de l'ensemble des apports.

La part de pesticide lixiviée étant faible, le contraste entre les pesticides est essentiellement associé à la dégradation. En effet la partie dégradée du chlortoluron est plus faible (87.5%). La différence au niveau de la part transformée peut être expliquée par les DT50 pour le chlortoluron : 34 jours. Par ailleurs, la faible

lixiviation du chlortoluron est en relation avec une valeur élevée du Koc 196 contre 40 pour l'isoproturon.

Bien que le bilan soit relativement proche entre les deux molécules avec une dominance de la dégradation, une fraction restante conséquente et des pertes par lixiviation faibles, le modèle retranscrit des différences entre les deux molécules. Dans le cas des triazines, il faut considérer que ces molécules ont été interdites d'usage en 2003. La part dégradée serait donc plus importante. Ce n'est cependant pas ce qui est observé pour la simazine malgré une DT50 plus faible que l'atrazine (26 et 90 jours respectivement). Le stock adsorbé lent n'étant pas soumis à la dégradation, c'est la balance entre sorption vs dégradation qui expliquerait ces résultats.

La DEA se distingue également par sa partie lessivée proche des 3%. Ainsi, la part non-dégradée est majoritairement transférée vers la zone non saturée par lixiviation. La DEA est un produit de dégradation. Sa formation est progressive en fonction de la dégradation de l'atrazine. Quant aux stocks de phénylurées, ils sont entretenus par l'usage encore autorisé de ces produits.

6.3.4 Intégration d'une culture intermédiaire dans les successions de culture

Des premiers tests ont été réalisés pour vérifier l'intégrité du modèle agronomique avec PeStics et également pour montrer son intérêt. Un système de culture couramment venté pour la réduction du transfert des nitrates vers les aquifères est l'intégration de cultures intermédiaires dites CIPAN dans la rotation. Afin de tester la réactivité du modèle, une culture de moutarde a été intégrée et le lessivage des pesticides et des nitrates a été comparé à une pratique culturale traditionnelle sans moutarde (Tableau 9).

Tableau 9 : Résultats de simulation avec et sans culture intermédiaire. ¹L'évolution est calculée en % de différence entre avec et sans culture intermédiaire.

Durée de simulation	Sans culture intermédiaire	Avec culture intermédiaire	Evolution ¹
640 jours			
Rendement (t/ha)	8,52	8,10	-4,93 %
Eau drainée (mm)	396	393	-0,77 %
Perte en azote (kg/ha)	73	53	-27 %
Perte en Atrazine (µg/m ²)	0,53	0,52	-1,89 %
Perte en DEA (µg/m ²)	2,32	2,20	-5,17 %

Les résultats montrent que la différence des rendements et du lessivage des nitrates simulés avec et sans moutarde sont comparables à la littérature (Munkholm & Hansen, 2012 ; Beaudoin *et al.*, 2005). Dans le cas des pesticides, une diminution du lessivage de 2 et 5 % respectivement pour l'atrazine et son produit de dégradation (la DEA) est observée. Cette diminution est en partie directement due à une plus faible perte en eau du sol (-0.8%). Indirectement, l'augmentation du temps de résidence de l'eau dans le sol permet d'accroître la capacité de rétention et de dégradation dans le sol. Des simulations complémentaires permettraient de vérifier l'intérêt de ces systèmes de culture pour la diminution du transfert des pesticides vers la ressource en eau.

7 Discussion et conclusion

7.1 Les carnets de plaine : une source d'information détaillée sur les pratiques agricoles mais qui présente des limites

Les carnets de plaine présentent des avantages indéniables : ils sont généralement la seule source d'information parcellaire disponible à l'échelle de petits territoires, qui permette de renseigner la grande majorité des descripteurs de l'itinéraire technique et, ce, souvent de manière continue sur plusieurs années et avec un recul historique parfois important. Dans le cas du bassin de l'Orgeval, il semble que la mise en œuvre de l'enregistrement des pratiques soit très répandue. La totalité des agriculteurs contactés disposaient d'enregistrements de leurs pratiques, informatisés ou non. Ceci peut s'expliquer en partie par l'importante activité de terrain de la Chambre d'Agriculture au cours des années 1990, qui a diffusé un grand nombre de ces carnets aux agriculteurs au travers des Groupes d'Étude et de Développement Agricole (GEDA).

De plus, comme il s'agit (du moins pour les années antérieures à 2005 et à la mise en place de la conditionnalité des aides de la Politique Agricole Commune) d'une démarche purement personnelle et volontaire des agriculteurs, les données qui y figurent ne sont pas biaisées par un souci de conformité avec la réglementation. C'est ainsi qu'y sont même parfois renseignées quelques pratiques en théorie non autorisées (application de produits non homologués sur certaines cultures, ou interdits depuis quelques années, etc.). Cette démarche conduit les agriculteurs à noter, souvent pour eux-mêmes, des informations qu'ils n'ont pas envie d'oublier, pour garder la traçabilité des opérations effectuées en opérant un tri dans les informations qu'il leur semble utile de conserver (Mazé *et al.*, 2004).

Les carnets de plaine renseignent également sur la grande variabilité interannuelle mais aussi inter-exploitations des pratiques d'usage des pesticides, que nous n'avons pas développées ici. Cette variabilité peut être mise en relation avec différentes catégories de facteurs (conditions météorologiques, pression parasitaire, type de conseil, mode de conduite des cultures, etc.) de manière à analyser la diversité des logiques de conduite des cultures dans le secteur étudié et à contribuer à comprendre les déterminants de ces pratiques (Bürger *et al.*, 2012).

Mais cette source d'information présente aussi des limites dans l'optique d'une utilisation plus systématique par un gestionnaire par exemple. Tout d'abord, ce sont des données relativement difficiles à obtenir. Malgré la participation à plusieurs tours de plaine organisés par le CETA des deux-Morins (très influent dans la zone d'étude), lors desquels notre étude a été présentée aux agriculteurs, il a fallu un très grand nombre de relances téléphoniques pour réussir à joindre ceux-ci et éventuellement obtenir leur accord (sur les 90 agriculteurs pressentis, dont le siège d'exploitation était situé dans ou à proximité du bassin, seuls 36 ont pu être joints par téléphone, parmi lesquels 19 ont donné leur accord). À un problème de disponibilité lié à leur travail, s'ajoute en effet une méfiance croissante des agriculteurs vis-à-vis des contrôles, dans un contexte où ils se sentent particulièrement critiqués par la société et les médias (Nicola *et al.*, 2012).

En conséquence, la représentativité des données recueillies par rapport à la diversité des pratiques d'usage des pesticides au sein du territoire d'étude peut être questionnée. En effet, on ne peut pas exclure que seuls les agriculteurs dont les pratiques sont les plus conformes à la réglementation, aient accepté de nous confier leurs carnets.

Enfin, c'est une source d'informations partielles (certaines informations sont incomplètes, car oubliées ou négligées par les agriculteurs, notamment les désherbages totaux en période d'interculture – « déchaumage chimique » - qui sont partiellement renseignés, ce qui implique un risque de sous-estimation systématique du poste « herbicides »), longues à saisir et à homogénéiser pour une exploitation statistique, qui demande une interprétation (comprendre la logique de chaque agriculteur) pour éviter les erreurs de saisie. Le développement de l'informatisation des enregistrements de pratiques chez les agriculteurs facilite certes la saisie mais elle limite le nombre et la diversité des informations recueillies. De surcroît, la fiabilité des pratiques consignées dans les carnets peut avoir diminué depuis 2006 où leur renseignement est devenu obligatoire et susceptible de contrôle. C'est le cas des informations exigées par le registre phytosanitaire et de celles exigées par le cahier d'enregistrement des pratiques d'épandage si l'exploitation est située en zone

vulnérable.

7.2 L'importance de maintenir des réseaux pérennes de suivi de la contamination

Le suivi asservi au débit permet d'avoir une très bonne estimation du flux de pesticide sortant du bassin versant. Il a notamment permis de mettre en évidence la différence de comportement entre l'atrazine et son métabolite, la DEA. Les concentrations sont très variables en fonction des événements pluvieux et peuvent donner une image faussée de ce qui se passe, soit en surestimant les flux (choix des prélèvements aux périodes d'applications) soit en sous-estimant les flux (considération des valeurs inférieures à la limite de quantification comme égales à 0). D'autres bases de données permettant de renseigner le fonctionnement hydrologique du bassin sont également à considérer. C'est ce qui a motivé le choix du bassin versant de l'Orgeval géré par l'IRSTEA dans le cadre du GIS Oracle. Malgré son interdiction depuis 2003, l'atrazine reste une molécule d'intérêt majeure car elle permet d'avoir un recul des processus de transfert sur le long terme. Le suivi se poursuit pour la prochaine phase du Piren Seine.

Il faut cependant noter qu'un grand nombre de données existe au sein des organismes de contrôle et de surveillance de la qualité des eaux. Même si ces suivis ne permettent pas de calculer des flux d'exportations, ils ont le mérite d'exister et les stations sont suivies de façon lâche mais régulière dans le temps depuis un grand nombre d'années. Il est important de pouvoir exploiter ces bases de données car elles seront le point d'encreage pour un changement d'échelle de la modélisation.

7.3 Une première approche agronomique pour modéliser le transfert des pesticides

Le bilan général pour les phénylurées met en évidence le caractère dominant de la transformation des molécules. La fraction dégradée est supérieure à 88% de la fraction apportée. En revanche, la part lixiviée est très minoritaire, inférieure à 0.5%. La quantité de pesticide encore présente en fin de simulation est non négligeable et représente de 8 à 12.5 % de l'ensemble des apports. La part de pesticide lixiviée étant faible, le contraste entre les deux pesticides est essentiellement associé à la dégradation : les DT50 de l'isoproturon et du chlortoluron sont de 25 et 34 jours respectivement. Par ailleurs, la faible lixiviation du chlortoluron est en relation avec une valeur élevée du Koc. Bien que le bilan soit relativement proche entre les deux molécules avec une dominance de la dégradation, une fraction restante conséquente et des pertes par lixiviation faibles, le modèle retranscrit des différences entre les deux molécules. Le reliquat est à mettre en relation avec les apports encore actuellement importants pour ces molécules.

L'étude du transfert de l'atrazine, la simazine et la DEA simulé par le modèle a mis en évidence des comportements différents. Contrairement aux phénylurées, leur dynamique de transfert est proche, malgré des différences dans les propriétés physico-chimiques des molécules. Les pertes par lixiviation sont pour l'essentiel contrôlées par le transfert hydrique et la remobilisation du stock non dégradé après l'arrêt de l'utilisation des molécules sur le bassin versant. En revanche, elles se distinguent par l'évolution du stock non dégradé dans le sol. La simazine et l'atrazine se distinguent par une accumulation progressive de la fraction non dégradée. Ce résultat n'est pas vérifiable par des mesures de terrain, le stock de résidus liés n'étant pas par définition extractible pour l'analyse. Les tests réalisés avec des molécules marquées ont confirmé la forte proportion de ce stock dans le sol. Ceci ne se produit par contre pas dans la zone non saturée. Le stock constitué pendant la période des apports est ensuite remobilisé très progressivement. Bien que l'atrazine ait été interdite en même temps que la simazine sur le bassin l'évolution des stocks simulés par le modèle met en avant la persistance de la simazine associée à une DT50 plus élevée. Le stock en DEA est plus faible proportionnellement aux quantités d'atrazine appliquées dégradées. Par ailleurs, ce dernier est peu persistant après l'arrêt des traitements. Le faible maintien du stock en DEA est inhérent à l'action conjuguée d'une forte remobilisation de la fraction restante et de la dégradation de la molécule. Les mesures réalisées dans la nappe confirment le lessivage préférentiel de la DEA.

L'intégration d'une culture intermédiaire modifie le bilan de pesticides dans le sol. Malgré qu'aucun formalisme d'absorption par la plante ne soit décrit, une dissipation de 2 à 5% est simulée. Ceci est dû à la modification du bilan hydrique. Ce résultat prouve l'intérêt de l'utilisation d'un modèle agronomique pour la simulation des transferts de pesticides.

8 Conclusion

La modélisation des transferts de pesticides permet de construire un lien entre usage des pesticides et impact environnemental, en tenant compte à la fois de la vulnérabilité du milieu et des propriétés physico-chimiques des molécules. Pour modéliser ces transferts, il est nécessaire de se placer sur une période de temps longue (cohérente avec les temps de transfert de l'eau dans les nappes), sur un territoire ayant une pertinence hydrologique, et de renseigner au pas de temps annuel les variables d'assolement et d'itinéraires techniques de conduite des cultures qui sont intégrées en entrée des modèles. À titre d'exemple, la date d'application des pesticides, dont nous avons vu qu'elle pouvait intervenir lors de périodes de drainage favorisant le lessivage, est importante à informer pour simuler correctement les processus de transfert.

Les carnets de plaine, avec leur périodicité annuelle et leurs informations détaillées sur les opérations culturales par parcelle, sont une source d'information précieuse pour répondre aux besoins de la modélisation. Toutefois, le changement d'échelle de la parcelle au territoire du bassin versant n'est, là encore, pas simple à effectuer. Compte tenu de la part de la SAU du bassin renseignée par les carnets de plaine disponibles (jusqu'à 22%) et de la part de la SAU dont l'assolement annuel était connu (jusqu'à 50%), nous avons été conduits à formuler des hypothèses pour extrapoler ces informations à l'ensemble du territoire, qui constituent autant de sources d'incertitude à prendre en compte dans l'interprétation des résultats des modèles.

Nous avons également pu mettre en évidence la sensibilité du modèle aux paramètres du sol. Cette question importante sera à considérer ultérieurement. Une méthode permettant de limiter les incertitudes sur la paramétrisation du sol serait de définir l'assolement en fonction des types de sol.

Enfin, nous avons pu montrer que le modèle PeStics était capable de reproduire des concentrations moyennes annuelles d'exportation en atrazine et isoproturon pour le bassin versant de l'Orgeval. D'autres molécules pourraient également être testées, pourvu que nous ayons un suivi de contamination existant suffisamment complet pour valider les résultats de simulation. Dans le cas de certaines molécules, en fonction de leurs propriétés physico-chimiques, des développements du modèle seraient à prévoir afin d'y intégrer des formalismes propres aux processus mis en jeu (volatilisation, bioaccumulation, réaction au pH...).

9 Remerciements

Nous remercions Laurine Nicola qui a réalisé et traité les enquêtes conduites dans les exploitations agricoles du bassin de l'Orgeval, ainsi que l'ensemble des agriculteurs qui ont accepté de nous confier leurs enregistrements. Cette étude a bénéficié du financement du Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine (PIREN-Seine), du financement du CNRS dans le cadre du programme EC2Co Cytrix Phyt'Oracle, d'une bourse MENRT et d'un financement AESN.

10 Références

- Acta, **2007**. « Mes documents sur l'exploitation agricole » - Analyse des données et outils de traçabilité dans l'exploitation. 362 p. + annexes. http://www.docagri.fr/IMG/pdf/Mes_documents_sur_l_exploitation_-_01-11-10.
- Agreste, **2014**. Enquête pratiques culturales grandes cultures et prairies 2011 : méthodologie. Agreste Les Dossiers, 21, p. 69-72. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier21_methodologie.pdf
- Aubertot, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Gril, J.J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savini, I., Voltz, M. (éditeurs), **2005**. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p.
- Bardet Sylvain. **2009** Etude de la contamination de l'eau par les pesticides dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport de stage Master 2BSE EPHE, 35p.
- Blanchoud H., Tallec G., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F. & Chevreuil M. **2008** Projet d'étude de la contamination par les pesticides d'eaux de rivières et de nappes au niveau du bassin versant de l'Orgeval. PIREN seine, 5p.
- Blanchoud H., Bergheaud V., Nicola L., Vilain G., Bardet S., Tallec G., Botta F., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F., Ansart P., Desportes A., Chevreuil M. **2010**. Transfert de pesticides dans le système sol-nappe-rivière : Etude du comportement de l'atrazine et de l'isoproturon dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport GDR PIREN Seine 2009, 18 p. http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/webfm_send/881
- Blanchoud, H, Barriuso, E, Chevreuil, M, Guery, B, Moreau-Guigon, E, Schott, C, Théry, S, Tournebize, J., **2011**. Les pesticides dans le bassin versant de la Seine : Comprendre les origines et le transfert des pesticides pour en évaluer l'impact sur l'homme et l'environnement. Fascicule Agence de l'eau Seine Normandie du programme PIREN Seine # 14, 67p.
- Beaudoin, N., J.K. Saad, C. Van Laethem, J.M. Machet, J. Maucorps, and B. Mary. **2005**. Nitrate Leaching in Intensive Agriculture in Northern France: Effect of Farming Practices, Soils and Crop Rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111 (1– 4): 292–310. doi:10.1016/j.agee.2005.06.006.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M. H., Ruget, F., Nicoulaud, 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(5-6), 311–346.
- Brunet, N., Debaeke, P., Delos, M., Guerin, O., Guichard, L., Guinde, L., Mischler, P., Munier-Jolain, N., Omon, B., Rolland, B., Viaux, P., Villard, A., **2009**. ECOPHYTO R&D, Vers des systèmes économes en produits phytosanitaires, Volet 1 Tome II, Analyse comparative des différents systèmes en grandes cultures. Rapport de l'INRA, du Ministère de l'agriculture et de la Pêche et du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, 218p.
- Bürger, J., de Mol, F., Gerowitt, B., **2012**. Influence of cropping system factors on pesticide use intensity – A multivariate analysis of on-farm data in North East Germany. *European Journal of Agronomy*, 40, 54-63.
- Champeaux C., **2007**. Les stratégies de protection du blé tendre contre ses bio-agresseurs et la verse. Valorisation des données de l'enquête Pratiques culturales du SCEES en 2001. Ministère de l'Agriculture et de la pêche, Institut national de la recherche agronomique, UMR 211 Agronomie Grignon, 91 p.
- Durpoix, A., Barataud, F., **2014**. Intérêts de l'analyse territorialisée des parcelles des exploitations agricoles concernées par une aire d'alimentation de captage. *Sciences Eaux & Territoires*, hors-série n°16.
- Gallois, N., Viennot, P., Beaudoin, N., Mary, B., Le Bas, C., Puech, T., **2015**. Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie. Rapport de fin de phase VI du PIREN Seine.

Gomez, E. **2002**. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. PhD thesis, Ecole des Mines de Paris.

Garmouma M. **1996** Transfert d'herbicides (triazines et phénylurées) et de produits de dégradation dans le bassin versant de la Marne. Thèse de doctorat de l'Université de Paris VI, 217 p.

Guivarc'h Blanchoud H. **2001**. Apports et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain sur le bassin versant de la Marne : vers une évaluation globale. Thèse de doctorat de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, 193 p.

Joly, N., **1997**. Écritures du travail et savoirs paysans. Aperçu historique et lecture de pratiques. Les agendas des agriculteurs. Thèse de doctorat, Université Paris X, Nanterre.

Joly, N. **2004**. Ecrire l'évènement : le travail agricole mis en mémoire. Sociologie du Travail, 46, 511-527.

Laroche, B. **2012**. Base de données géographique des sols de France.

Larocque, M., Banton, O., & Lafrance, P. **1998**. Simulation par le modèle AgriFlux du devenir de l'atrazine et du dééthylatrazine dans un sol du Québec sous maïs sucré. Revue des sciences de l'eau, 11(2).

Loumagne C., Tallec G. (Coord.), **2012**. L'observation long terme en environnement: Exemple du bassin versant de l'Orgeval. Editions Quae ; Paris ; 333 p.

Mazé, A., Cerf, M., Le Bail, M., Papy, F., **2004**. Entre mémoire et preuve : le rôle des écrits dans les exploitations agricoles. Natures Sciences Sociétés, 12, 1, 18-29.

MEDDE [Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie], Commissariat général au Développement durable, **2013**. Les pesticides dans les eaux.

http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/sujet/pesticides-eaux.html?tx_ttnews%5Btt_news%5D=10945&tx_ttnews%5Bcatdomaine%5D=1108&cHash=e76a3d2213576e5fbab226ea387516e2

Munkholm, L. J., and E. M. Hansen. **2012**. Catch Crop Biomass Production, Nitrogen Uptake and Root Development under Different Tillage Systems. Soil Use and Management 28 (4): 517–29. doi:10.1111/sum.12001.

Nicola, L., Schott, C., Mignolet, C., **2012**. Dynamique de changement des pratiques agricoles dans le bassin versant de l'Orgeval et création de la base de données APOCA (Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area). Rapport d'activité PIREN-Seine 2011, 49 p.

PPDB **2013**. The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704): <http://www.eufootprint.org/ppdb.html>.

Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Launay M., Ripoche D., Tournebize J., Ansart P., Alraddawi D., van der Berg F. & Boesten J. **2012**, Evaluation du module de transfert des pesticides PeStics sur différents sites expérimentaux et acquisition de données à la parcelle en vue de l'application du modèle sur le bassin de l'Orgeval. Piren Seine, 15p

Queyrel, W., **2014**. Modélisation du devenir des pesticides dans les sols à partir d'un modèle agronomique : évaluation sur le long terme. Thèse de doctorat Université Pierre et Marie Curie, 233 p.

Mignolet C., **2008**. Modélisation de l'organisation spatiale des systèmes agricoles et de son évolution dans des démarches d'appui au développement. Thèse. Paris (FRA) : AgroParisTech : Institut des Sciences et Industries du Vivant de l'Environnement, Paris (FRA) : Ecole Doctorale Agriculture Alimentation Biologie Environnement Santé ; 282 p.

Rat, A., E. Ledoux, and P. Viennot. **2006**. Transferts De Pesticides Vers Les Eaux Souterraines, Modélisation à L'échelle D'un Bassin Versant (Cas D'étude Du Bassin Amont De La Vesle). Piren Seine, 116p.

Schott, C., Barataud, F., Mignolet, C., **2014**. Les « carnets de plaine » des agriculteurs : une source d'information sur l'usage des pesticides à l'échelle de bassins versants. Agronomie, Environnement & Sociétés, vol.4, n°2 : 179-198.

Tallec, G., **2012**. 1962-2012 : Cinquante ans d'observations, un bien précieux pour la recherche et les services opérationnels. Sciences Eaux et Territoires, spécial n°3, 1-8.

Viennot P., Ledoux E., Monget J.-M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N. **2009** Pollution du bassin de la Seine par les nitrates : Comprendre l'origine et la migration des nitrates dans l'écosystème pour mieux protéger les aquifères. Fascicule PIREN Seine, 44p.

Les flux d’approvisionnement alimentaire de l’agglomération parisienne et leur gouvernance. Trajectoire socio-écologique du 18^{ème} au 21^{ème} siècle¹

Sabine Bognon^{1*}, Sabine Barles¹, Gilles Billen², Josette Garnier²

¹ Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, UMR Géographie-Cités 8504.

² UPMC & CNRS, Université Paris 6, Sorbonne Universités, UMR 7619 METIS

*sabine.bognon@parisgeo.cnrs.fr

Sommaire

1	Introduction	175
2	Cadrage théorique et méthodes.....	176
3	Résultats	177
4	Perspectives conclusives	188

1 Introduction

L’émergence et l’existence des villes sont étroitement liées à la disponibilité d’excédents agricoles. Ces surplus encouragent une économie fondée sur des échanges entre les populations qui produisent des denrées alimentaires et celles qui les consomment. Une ville, et a fortiori, une métropole capitale est fondée sur la délocalisation, au moins partielle, des fonctions nourricières qui la sustentent. Partant, l’approvisionnement alimentaire urbain génère des flux matériels et économiques et donc un fonctionnement métabolique essentiellement externalisé (Barles, sous presse). Ainsi, ces flux sont pris en charge par des acteurs économiques et gérés par des entités de pouvoir qui guident institutionnellement la distribution de ces flux, voire plus en amont, l’orientation économique des territoires productifs. Dans les deux cas, l’offre et la demande s’influencent mutuellement.

Des économistes affirment la progressive ouverture économique des territoires européens depuis la fin de l’Ancien Régime (Clément, 1999). Nous entendons apprécier cette assertion avec l’exemple parisien : il s’agit de démontrer la progressive externalisation de l’économie et de la matérialité de l’approvisionnement alimentaire de la région capitale depuis la fin du 18^{ème} siècle. Cette distanciation entre l’hinterland productif littéral de l’agglomération et la demande alimentaire des Parisiens est le résultat d’une trajectoire guidée par la domination successive de différents régimes de fonctionnement du système alimentaire. Ces régimes se renouvellent au gré des transformations majeures du paysage économique et politique, mais aussi du fait de l’émergence d’innovations au sein des différentes composantes du système alimentaire.

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Bognon S., Barles S., Billen G., Garnier J., (2016) – Les flux d’approvisionnement alimentaire de l’agglomération parisienne et leur gouvernance. Trajectoire socio-écologique du 18^{ème} au 21^{ème} siècle. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

La succession de ces régimes de stabilité définit des transitions. La caractérisation de cette trajectoire depuis la fin de l’Ancien Régime conduit à repenser l’avenir du système alimentaire qui approvisionne les Parisiens : pour esquisser des pistes prospectives voire une proposition politique quant à l’avenir du système alimentaire, nous cherchons à en comprendre les origines et l’assise. En effet, les espaces et les acteurs matériellement et institutionnellement capables d’organiser le marché d’une métropole capitale sont aujourd’hui défiées par les revendications des consommateurs, les transformations de l’économie à l’échelle internationale et plus globalement l’essor des considérations environnementales dans les politiques publiques, les stratégies commerciales et la dynamique de la société civile.

2 Cadrage théorique et méthodes

Cette approche s’inscrit d’abord dans le champ de l’écologie territoriale, qui « se fonde sur l’analyse des consommations d’énergie et de matières d’un territoire donné et de leur circulation au sein de celui-ci. [...] L’écologie territoriale associe l’analyse des acteurs, institutions, politiques, techniques qui sont à l’origine de ces flux, c’est-à-dire de la dimension sociale du métabolisme, au côté des celle des processus naturels qui le guident » (Barles, 2010, p. 276).

La méthode que nous adoptons en est directement issue. D’une part, il s’agit d’évaluer la matérialité et l’évolution de l’externalisation du métabolisme alimentaire de l’agglomération parisienne. Pour ce faire, nous traitons de sources statistiques établies par les pouvoirs publics et nous analysons plus particulièrement les flux d’une substance étroitement liée à l’alimentation humaine. En l’occurrence, l’azote est l’unité choisie pour évaluer quantitativement les flux alimentaires qui approvisionnent Paris, car ce qui compte dans l’alimentation, (et qui est souvent en carence dans les cas de malnutrition) ce sont les protéines ; la ration minimale en est évaluée à 3,5 kgN/pers/jour (WHO, 2007)². D’autre part, nous cherchons à faire apparaître les dispositifs décisionnels qui guident l’approvisionnement au fil des siècles. Nous nous intéressons donc aux acteurs qui gouvernent le système alimentaire parisien, d’un point de vue institutionnel et politique, économique et technique, par l’étude de documents législatifs et officiels, scientifiques (sources primaires et secondaires) mais aussi littéraires.

Afin de comprendre les logiques temporelles des transformations du métabolisme alimentaire parisien, nous replaçons la comptabilité matérielle et l’approche systémique de la gestion du flux alimentaire à différentes époques selon la méthode initiée par les théories de l’innovation technique (Geels, 2002), transposées à la compréhension des relations qu’entretiennent sociétés et biosphère, à travers la théorisation des trajectoires et transitions socio-écologiques (Fischer-Kowalski et Haberl, 2007). Ces théories conçoivent que les systèmes socialement construits, parmi lesquels le système alimentaire, suivent une trajectoire qui se modifie au gré de transitions. Le système est composé de trois niveaux en permanente interaction : on appelle paysage, la toile de fond peu malléable et assez stable qui soutient le fonctionnement de la société ; le régime, champ organisationnel considéré comme le ciment de la trajectoire ; les niches qui, à l’échelle micro, proposent des alternatives au fonctionnement dominant du régime. L’avènement des transitions fait l’objet de débats qui ne sont pas centraux dans ce travail : considérons simplement qu’une transition intervient lorsque le régime est transformé du fait de perturbations de l’un ou de plusieurs des niveaux de la trajectoire. Nous parlons ici du système alimentaire en tant que système socio-écologique, impliquant des interactions d’une part entre les différents niveaux précédemment évoqués et d’autre part, entre la société qui le construit et la biosphère qui la soutient³. Le système alimentaire est aussi défini par les agro-économistes comme « la

² La teneur azotée est préférée à la valeur pondérale des aliments (trop peu stable compte tenu de la variabilité de la teneur en eau des différentes denrées) ainsi qu’à leur contenu énergétique (dont la nécessité varie en fonction des besoins diététiques des citadins) (Billen *et al.*, 2009).

³ La comptabilité de l’azote permet ici de rendre compte du rapport qu’une société entretient avec les ressources du

façon dont les hommes s'organisent dans le temps et dans l'espace pour obtenir et consommer leur nourriture » (Malassis, 1994, p. 7). Ces deux acceptions du système alimentaire ne sont pas antinomiques, et au contraire, se complètent : les composantes du système socio-économique alimentaire (production, transformation, transport et distribution, consommation) peuvent être considérées comme un niveau d'analyse supplémentaire du régime socio-écologique.

Une clé de l'interprétation des résultats quantitatifs comme qualitatifs réside dans l'évolution de notre définition de l'agglomération parisienne sur une période couvrant trois siècles, dont la population (source de la demande alimentaire) a augmenté de manière importante et dont le régime alimentaire s'est largement modifié (en quantité et en diversité) depuis la fin de l'Ancien Régime.

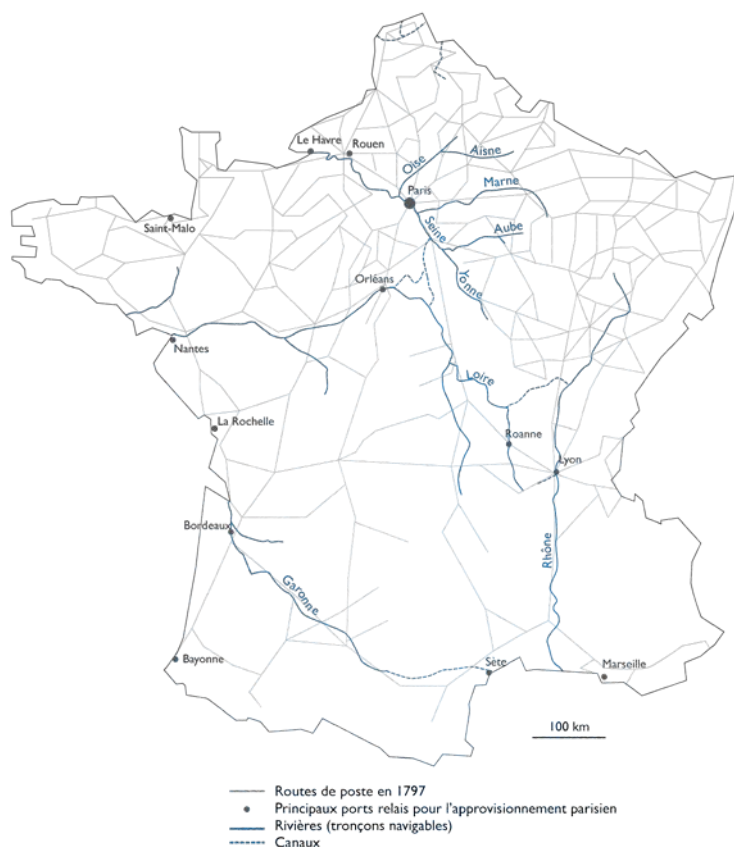
Notre analyse début à la fin du 18^{ème} siècle, période pour laquelle les sources documentaires sont abondantes et au cours de laquelle le rôle des pouvoirs publics est encore central. Ce premier jalon temporel permet de discriminer ce qui a perduré et ce qui s'est modifié du fait des transformations agricoles, techniques, infrastructurelles et politiques advenues avec les révolutions industrielles. Nous cherchons enfin à comprendre les héritages de ces transformations fondamentales dans l'approvisionnement alimentaire parisien actuel, ainsi que les nouveautés qu'ont apportées les révolutions de l'agronomie, du commerce et de la consommation de masse.

3 Résultats

3.1 Le régime de centralisation de la fin du 18^{ème} siècle au début 19^{ème} siècle

Sous l'Ancien Régime, le régime dominant en termes d'approvisionnement alimentaire est marqué par une centralisation extrême, particulièrement lisible dans la constitution d'un réseau de transports national polarisé par la capitale (figure 1).

milieu qui la nourrit.



**Figure 1 : Paris, nœud de transports routiers et navigables à la fin du 18^{ème} siècle.
Source : Bognon, 2014.**

En outre, la monarchie absolue craignant des soulèvements populaires en cas de disette s’assure que les Parisiens aient de quoi se nourrir en temps et en heure, en qualité et en quantité suffisantes. L’organisation de l’approvisionnement est pilotée par le pouvoir central (Kaplan, 1988). Le roi et ses conseillers établissent et ratifient des lois relatives à l’approvisionnement, voire interviennent directement en période de crise. En temps normal, placés sous l’autorité directe du monarque, le bureau des subsistances et le département de l’abondance répondent au contrôleur général et constituent le bras armé de la politique alimentaire parisienne à l’échelle nationale. Ces instances sont chargées entre autres d’établir une politique générale d’approvisionnement, de collecter et d’exploiter l’évolution des prix alimentaires, les données de production et de consommation. À Paris, l’assemblée de police⁴ est en charge du bon déroulement quotidien de l’approvisionnement de la capitale (De La Mare, 1722). Les pouvoirs publics centralisent aussi matériellement l’approvisionnement, au marché central des Halles de Paris : quel que soient leur provenance et leur mode d’acheminement, les marchandises y sont étroitement contrôlées par la police des marchés qui veille à limiter la spéculation et le monopole de la puissance des marchands (Mercier, 1781).

Les denrées proviennent en grande partie de ce que l’on peut considérer comme l’hinterland littéral de la capitale (Bognon, 2014) : le bassin de la Seine est le principal gisement des ressources azotées qui alimentent les Parisiens (figure 2).

⁴ Instance informelle constituée du Parlement de Paris, du Prévôt et de ses échevins, et du Lieutenant de Police.

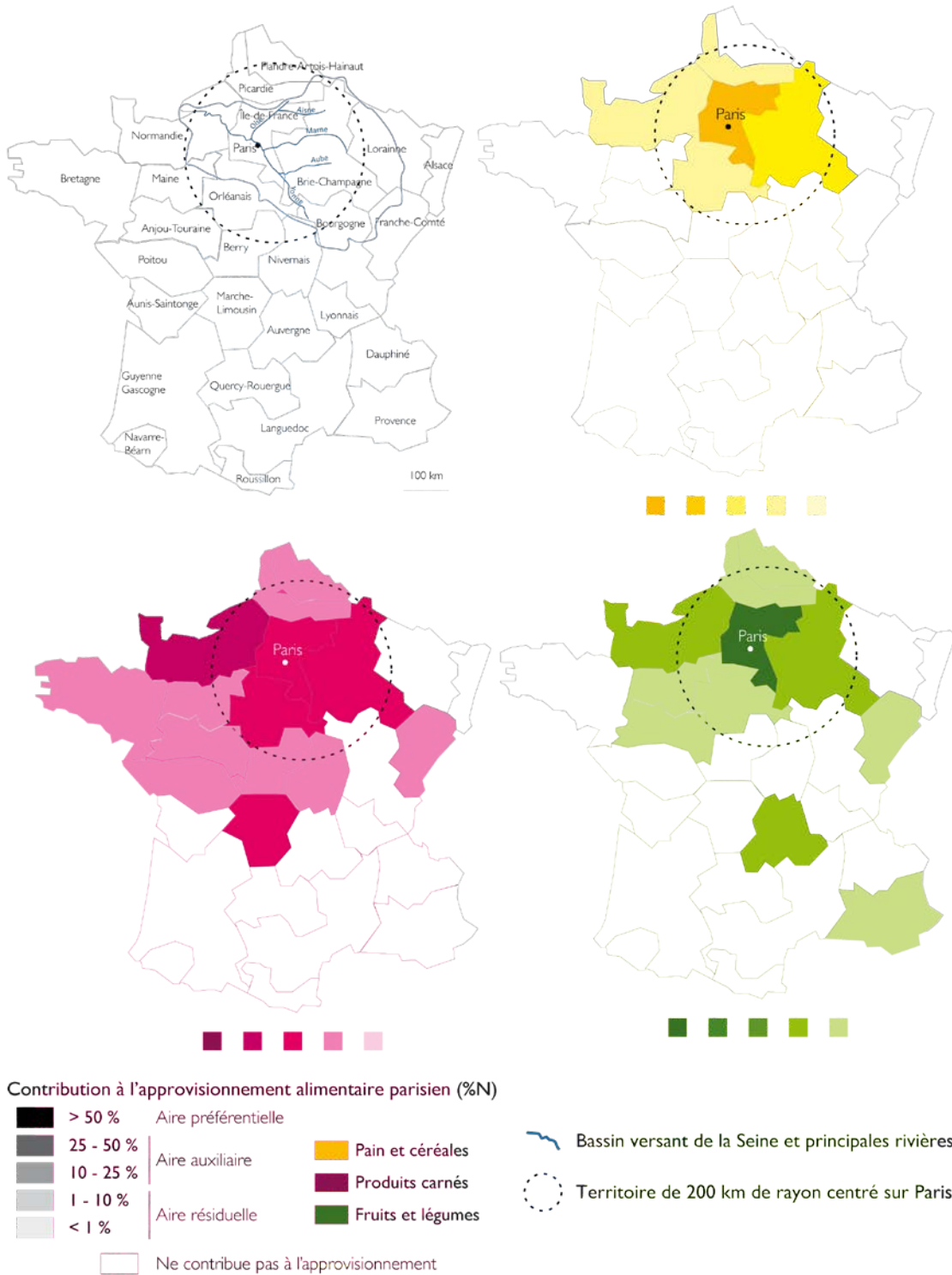


Figure 2 : Approvisionnement de Paris à la fin du 18^{ème} siècle, selon le contenu azoté des denrées.

D'après Billen et al. 2011. Réalisation : S. Bognon, 2015.

Les grains et céréales proviennent de l'Île-de-France, de la Champagne et de la Brie, pour leur immense majorité. Viandes et produits laitiers parcourent des distances plus importantes puisque les animaux peuvent être élevés et engraisés en Bretagne et Normandie, mais arrivent aussi sur pied depuis le Limousin et le nord du royaume. Enfin, les fruits et légumes sont acheminés de régions plus proches, quoique déjà à la marge, des productions arrivent à Paris (où une partie aisée de la population a les moyens de s'offrir des produits plus luxueux) depuis les provinces limitrophes voire depuis le sud de la France.

En termes de comptabilité de l'azote cependant, le bassin de la Seine correspond au bassin d'approvisionnement alimentaire parisien. En effet dans les années 1780, la consommation annuelle de chaque Parisien s'élève à 5.3 kgN, fournis pour plus de la moitié par des produits céréaliers (pain) et est issue de territoires éloignés en moyenne de moins de 200 km (Billen et al., 2012). Cela paraît congruent avec le potentiel d'exportation commerciale du territoire couvert par cette surface, évalué à environ 50 kgN/km²/an (Billen et al., 2009).

Les enjeux politiques et territoriaux de l'approvisionnement offrent à la capitale le privilège de la polarisation qui permet aux marchandises du territoire national d'y converger en qualité et en quantité suffisantes. Néanmoins, plusieurs facteurs peuvent expliquer la remise en question et la transformation du régime socio-écologique que nous venons de décrire.

En premier lieu, le régime dominant dysfonctionne : les infrastructures de transport sont peu efficaces ou précaires comparées à la croissance de la demande alimentaire parisienne ; des épisodes d'insuffisance sont compensés par des importations, certes marginales mais lointaines et coûteuses (Abad, 2002).

Par ailleurs, des innovations intellectuelles, institutionnelles et matérielles modifient le fonctionnement du système alimentaire qui nourrit les Parisiens. En effet, le paysage intellectuel qui permet de penser l'économie de la subsistance change. La production, la transformation et l'acheminement des denrées alimentaires vers la capitale sont toujours pensés en termes politiques : l'indépendance alimentaire de la France, reste un enjeu fort (Lavoisier, 1787). Cependant au milieu des années 1790, les physiocrates puis les libéraux diffusent l'idée que l'ouverture économique doit être engagée par la sphère politique. Fondée sur la mise à profit des territoires coloniaux et l'évaluation différentielle des potentiels productifs régionaux, la politique économique extérieure s'engage alors dans l'exportation de produits de première nécessité et l'importation de produits accessoires ou luxueux, afin de minimiser le degré de dépendance extérieure. Concomitamment, le paysage productif est sensiblement modifié par les prémices de la révolution industrielle : la croissance de la population, en particulier de la population urbaine non productive de denrées alimentaires, conduit à des innovations dont résultent une intensification de la production agricole. Enfin, des niches se renforcent et se coordonnent pour concurrencer le régime en place. Les rapports de la population au foncier responsable de sa subsistance se modifient : jusqu'alors, le gouvernement du flux alimentaire se faisait par la régulation exercée par le pouvoir royal, au fait de la démographie et des disponibilités alimentaires ; mais les institutions qui maîtrisaient le métabolisme alimentaire de la capitale sont déçues par la Révolution, laissant une fenêtre d'opportunité aux commerçants, dont la volonté d'indépendance est légitimée par les nouveaux courants de pensée économique.

Ainsi, la Révolution et les changements institutionnels qui l'ont suivie, les transformations du paysage sociotechnique, la mise en place de nouveaux cadres intellectuels pour penser l'économie alimentaire remettent en question le régime centralisé.

3.2 Le régime décentralisé, en cours d'ouverture du milieu du 19^{ème} siècle aux années 1950

Malgré les changements dans le paysage institutionnel et politique, l'approvisionnement parisien reste une préoccupation importante des pouvoirs publics. L'enjeu démographique demeure : la croissance urbaine est à l'origine d'une augmentation de la part des populations qui ne produisent pas ce qu'elles consomment. En particulier, la croissance de la population parisienne (naturelle, migratoire avec l'exode rural et l'annexion de

communes limitrophes en 1860) renforce la nécessité d'un contrôle de l'approvisionnement par les pouvoirs publics : pour la puissance publique, les populations ouvrières accentuent la vulnérabilité de l'État face à d'éventuels épisodes d'insécurité alimentaire (Clément, 1999). Le pouvoir met donc en œuvre une politique qui accentue l'accessibilité à la capitale et soutient le développement d'un marché central efficace. D'une part, le réseau d'acheminement des vivres à Paris bénéficie de la révolution des transports par la constitution d'un maillage ferré radioconcentrique polarisé par la capitale et par le renforcement du réseau routier et navigable existant (figure 3).

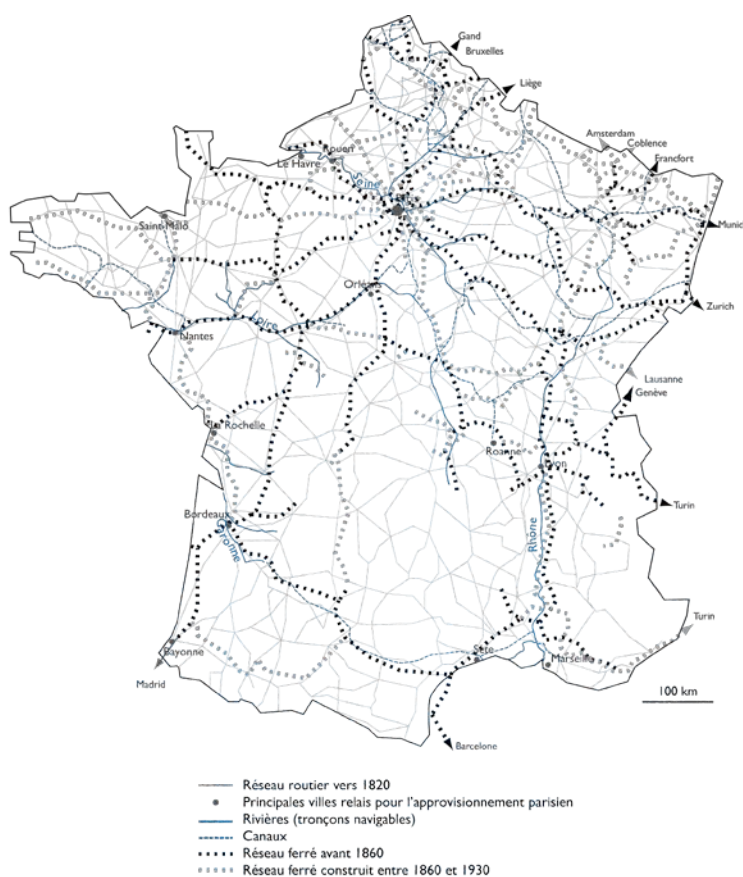


Figure 3 : Intensification et internationalisation de la polarisation infrastructurelle de la région capitale.

Source : Bognon, 2014.

Ces réseaux sont un moyen de relier les pôles urbains régionaux qui sont autant de relais des productions agricoles nationales et internationales⁵. En outre, les innovations techniques de la révolution industrielle modifient les conditions de transports de vivres et leur conservation : le transport de bestiaux qui se faisait vif et sur pied, peut dorénavant être pris en charge par le rail et progressivement, l'industrie des produits carnés envoie à Paris des denrées fraîches et consommables directement grâce aux développements des techniques frigorifiques (Leteux, 2009).

⁵ La hiérarchisation du réseau permet aussi une meilleure gestion des infrastructures et des flux qu'elles supportent (Guillaume, 1991).

D'un point de vue administratif, les Halles restent le passage obligé d'une importante quantité de marchandises alimentaires et font l'objet de rénovations importantes (extension, accessibilité, modernisation, rationalisation) dans le cadre des grands travaux conduits par le préfet Haussmann (Baltard et Callet, 1862 ; Zola, 1873). Toutefois, l'administration en est modifiée au profit d'un plus important pouvoir donné à l'administration parisienne et progressivement aux commerçants. Concrètement, l'État est représenté par la Préfecture de Police, sous l'autorité du ministère de l'intérieur et par la Préfecture du département de la Seine, organe administratif décentralisé : ces deux entités sont respectivement chargées de la sécurité et de la salubrité d'une part, ainsi que de la gestion économique (contrôle des prix et des cours, perception des droits de place, anticipation de la spéculation) d'autre part. Aux Halles, les commerçants profitent des prémices de la libéralisation économique : ils sont responsables de la tenue des registres des cours, et jouissent d'une plus grande liberté avec l'assouplissement de l'octroi (Claustre, 2000-2001). Hors des Halles, le commerce des vivres se fait principalement sur les marchés forains pour les denrées communes et par les boutiquiers spécialisés pour les produits plus élaborés (Roy, 1998).

Les provenances des denrées se diversifient progressivement. Les développements infrastructurels et les prémices de spécialisation agricole selon les avantages relatifs de chaque région (Mazoyer et Roudart, 2002) permettent des provenances de plus en plus éloignées. De plus, la demande alimentaire s'accroît en raison de la croissance démographique urbaine, et plus à la marge, du fait d'une modification sensible du régime alimentaire marqué par l'augmentation de la proportion carnée (progression du pouvoir d'achat et du travail ouvrier). La demande atteint donc 7 kgN/hab/an à la fin du XIXe siècle, dont 57% de produits animaux (Billen et al, 2012). En parallèle, les techniques agricoles connaissent des modifications profondes, avec l'abandon de la jachère et son remplacement par une sole de légumineuses fourragères: l'intensification agricole débute, couplée avec une politique affirmée de soutien à la paysannerie. Ceci permet au le bassin séquanien et au territoire national de rester les principales provenances de la subsistance des Parisiens, avec une distance moyenne d'approvisionnement restant inférieure à 250 km (Billen et al., 2012) (figure 4).

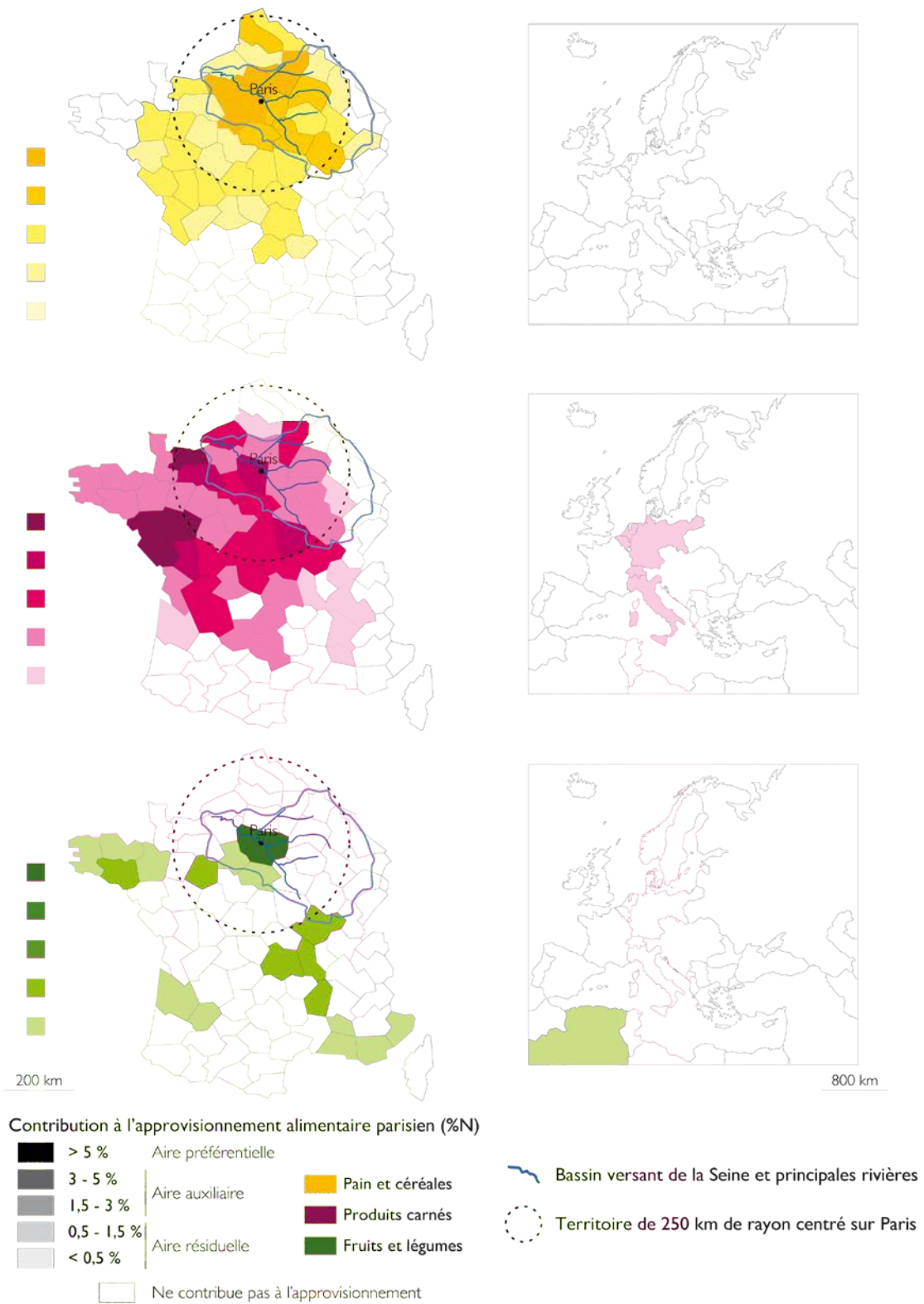


Figure 4 : Approvisionnement de Paris en 1896, selon le contenu azoté des denrées.
D'après Billen et al., 2011. Réalisation : S. Bognon, 2015.

Cependant, l'ouverture économique est à l'œuvre permise par l'internationalisation des réseaux de transports de marchandises, et catalysée par l'individualisation du corps des commerçants vis-à-vis de la puissance publique (Bognon, 2014). Ainsi, un double mouvement est à l'œuvre.

D'une part, des innovations majeures modifient le paysage économique et technique du système alimentaire. À l'étape de la production des denrées, la naissance de l'agronomie, les progrès de la chimie et l'essor de l'agro-industrie transforment radicalement le système productif. Une certaine prospérité caractérise le secteur agricole tout au long du 19^{ème} siècle (Mazoyer et Roudart, 2002) : la mécanisation et le développement de la fertilisation organique à partir des ressources urbaines dans les années 1850-70 (Barles, 2005), puis la motorisation, font remarquablement progresser les rendements et la productivité des sols (Billen et al., 2012). Le remplacement évoqué plus haut de la jachère triennale par une sole de légumineuse fourragère qui permet l'accroissement des cheptels et celui de la disponibilité du fumier de ferme pour la fertilisation des terres céréalières. En 1892, l'agriculture périphérique de la région capitale produit des excédents (vis-à-vis de la consommation locale) supérieurs à 500 kgN/km²/an (Billen *et al.*, 2009). Ces excédents sont un encouragement à l'exportation des productions agricoles (vers Paris, mais aussi vers l'étranger), et aux débuts d'une spécialisation spatiale de l'agriculture, même si la polyculture élevage reste au cœur du système agricole. En outre, l'agro-industrie est un moyen efficace de répondre à la demande alimentaire croissante : la standardisation de la transformation et du transport des marchandises alimentaires sont une aubaine pour le secteur (Ray, 1943).

D'autre part, des transformations ont lieu au sein du paysage institutionnel et politique, et expliquent, au moins partiellement, le désengagement progressif de la puissance publique comme régulateur du flux alimentaire. La crise économique de 1929 pousse l'État vers une politique extérieure protectionniste qui freine le développement des exportations et rend la France dépendante de quelques productions étrangères en cas de défaillance dans l'économie nationale⁶ (Courtin et Fromont, 1930 ; Augé-Laribé, 1945). Ensuite, les deux conflits mondiaux ont des répercussions de long terme sur l'approvisionnement. D'abord, en ce qui concerne la consommation, les produits industriels (viande congelée, conserves, etc.) sont de plus en plus acceptés par les populations qui ont souffert des restrictions au front comme à l'arrière. De plus, au sortir de la guerre, l'action publique est orientée par la reconstruction matérielle du territoire faisant face à une croissance urbaine soutenue. Ainsi, les politiques de logement (et d'infrastructures de transport) prennent le pas sur les politiques alimentaires (Choay *et al.*, 2001). Enfin, la prérogative alimentaire est aussi délaissée par l'État pour des raisons plus politiques : aucun des gouvernements après guerre n'a su « réconcilier les Français avec une politique de ravitaillement, qui [est restée] toujours assimilée au régime de Vichy et à l'occupation allemande » (Grenard, 2007, p. 215).

Les Halles centrales perdent peu à peu leur fonction de point relais inéluctable, du fait de leur inefficacité à gérer l'importance des flux alimentaires nécessaires à la subsistance des Parisiens (Chemla, 1994) au profit de nouveaux canaux d'approvisionnement : les grands magasins parisiens possèdent de plus en plus fréquemment des rayonnages alimentaires et les petits commerces d'alimentation générale se multiplient pour pallier localement l'augmentation générale de la demande alimentaire. Les pouvoirs publics sont d'ailleurs plutôt bienveillants envers ces acteurs émergents qui permettent au plus grand nombre d'accéder à des denrées de consommation courante à des prix abordables, malgré l'inflation débordante des années 1945-60 (Villermet, 1991).

Enfin, la création d'instances politiques internationales donne naissance à une nouvelle conception du fonctionnement de l'appareil productif agricole. L'élaboration d'une politique agricole commune (PAC) aux six pays membres de la Communauté économique européenne, est mise en œuvre à partir de 1962. Ses objectifs (accroissement de la productivité agricole, stabilisation des marchés alimentaires par le subventionnement) en font un outil puissant de régulation du flux de production alimentaire (Bureau, 2007).

⁶ Ce fût notamment le cas pour les produits laitiers et les produits de basse-cour dans les années 1910 (Bureau de l'approvisionnement, 1911).

Ces transformations du paysage de la production et de la régulation du flux alimentaire, couplées à l'émergence de niches économiques émanant de la sphère privée et à vocation capitalistique, conduisent à un découplage progressif entre le potentiel de production du bassin d'approvisionnement historique de la capitale et ses besoins alimentaires émergents.

3.3 Le régime internationalisé et privatisé des années 1950 à nos jours

Dans les années 1950, les commerçants individuels qui sont à l'origine de la plupart des achats alimentaires des citadins (Villermet, 1991), tendent à s'effacer au profit d'une nouvelle forme de vente qui révolutionne le commerce. Les entrepreneurs qui en sont à l'origine sont encouragés par des mesures politiques punissant les ententes entre commerçants indépendants⁷ et favorisant le commerce de masse⁸. À la faveur d'une démographie dynamique, d'une augmentation nette du pouvoir d'achat et de la corollaire naissance de la société de consommation (Quin, 1969), mais aussi de l'émergence de nouvelles formes urbaines accentuant l'importance des territoires péri-urbains (Roncayolo, 2001), le modèle de la grande distribution s'impose comme nouveau mode de commercialisation des denrées alimentaires. Ces nouvelles enseignes remplacent progressivement les commerces indépendants et adoptent des stratégies commerciales agressives (implantation massive avec des formats adaptés à tous types de territoires urbains, publicité, prix de vente cassés, contrôle de la chaîne décisionnelle logistique) pour dominer le marché. Cette hégémonie, qui privatise le système alimentaire dans son ensemble, jouit pourtant des avantages infrastructurels et logistiques que la puissance publique continue de développer. Le système productif est aussi touché par cette privatisation : même si les pouvoirs publics gardent la main sur la politique agricole, l'agriculture est un secteur économique soumis aux mêmes contraintes de rentabilité que n'importe quel autre. En la matière, il est plus intéressant de produire en masse des denrées standardisées (dédiées à l'exportation proche ou lointaine) que de pratiquer une agriculture de subsistance pour un bassin de consommation de rayonnement régional (Bognon, 2014).

Les pouvoirs publics parisiens se dessaisissent de leur prérogative alimentaire et lorsque l'État et ses organes décentralisés réagissent pour tenter de reprendre un peu de leur hégémonie au secteur de la distribution, les mesures qu'ils mettent en œuvre paraissent vaines au vu des moyens démesurés dont dispose le secteur privé. À l'image de ces tentatives de reconquête d'un pouvoir sur l'approvisionnement urbain, citons l'exemple du marché central. Face à la croissance urbaine, et donc à l'augmentation de la demande alimentaire, les difficultés d'accès et le manque de surface allouée aux Halles centrales poussent les autorités à déplacer le marché de gros parisien à l'extérieur des limites municipales. Participant d'une politique d'envergure nationale⁹, la création du Marché d'Intérêt National (MIN) de Rungis est décidée en 1962 et effective quelques années plus tard (Goudeau, 1977). L'objectif est d'imiter les techniques de la grande distribution en favorisant la concentration des activités de commerce de gros dans un périmètre exclusif. Jusqu'en 1992, la société gestionnaire du MIN de Rungis est détenue à presque 85 % par l'État et les collectivités. Des lois sont promulguées¹⁰, pour renforcer le poids de cette superstructure commerciale d'initiative et d'intérêt

⁷ Décret n°53-704 du 9 août 1953, dit décret anti-trust réglementant les ententes professionnelles et rétablissant la libre concurrence et Circulaire ministérielle du 31 mars 1960 relative à l'interdiction des pratiques commerciales restreignant la concurrence.

⁸ « Missions de productivité » prévues par le Plan Marshall pour que les entrepreneurs français s'inspirent des techniques commerciales nord-américaines (Chatriot et Chessel, 2006) et loi n°74-1169 du 30 décembre 1974 instituant un prélèvement conjecturel contre l'inflation.

⁹ Décret n°53-959 du 30 septembre 1953 portant sur l'organisation d'un réseau de marchés d'intérêt national.

¹⁰ La loi n°73-1193 du 27 décembre 1973 d'orientation du commerce et de l'artisanat intervient pour réglementer l'urbanisme commercial et soumet l'ouverture de grandes surfaces à autorisation ; la loi n°2005-882 du 2 août 2005 en faveur des petites et moyennes entreprises met fin au système des marges-arrière qui profitait aux distributeurs, au

publics et en réponse au mécontentement des commerçants indépendants et des entreprises agricoles dominés (voire floués) par les logiques imparables de la grande distribution (Allain et Chambolle, 2003). Malgré ces interventions du législateur, le MIN peine à remplir ses objectifs de rationalisation et de gestion centralisée de l’approvisionnement parisien. En outre, à une échelle d’action plus vaste et en dehors des dispositions qui concernent la réglementation sanitaire de la vente de produits alimentaires, la sphère publique reste mise à l’écart de la gouvernance du système alimentaire. La grande distribution domine dès lors directement ou indirectement le système.

En amont, l’industrialisation et la globalisation du secteur agricole se traduit par des changements de pratiques : le recours systématique ou presque aux engrais chimiques entraîne une compartimentation des activités (agriculture et élevage cessent d’être nécessairement complémentaires) qui accentue radicalement la spécialisation des territoires productifs. Le potentiel d’exportation de ces espaces hyperspécialisés est décuplé (Billen *et al.*, 2009) et il devient dès lors plus rentable pour les producteurs d’entrer dans une logique d’échanges internationaux. Puisque la demande parisienne cesse de croître aussi vite que les capacités productives de son hinterland, une part croissante de la production des espaces traditionnellement consacrés au marché parisien est dorénavant écoulée sur des marchés internationaux de plus en plus lointains. Ainsi, si la provenance des produits est issue d’un rayon moyen de 500 km, les distances s’élèvent jusqu’à 790 km pour les fruits et légumes et sont autour de 660 km pour les produits carnés (figure 5).

détriment des fournisseurs et des consommateurs.

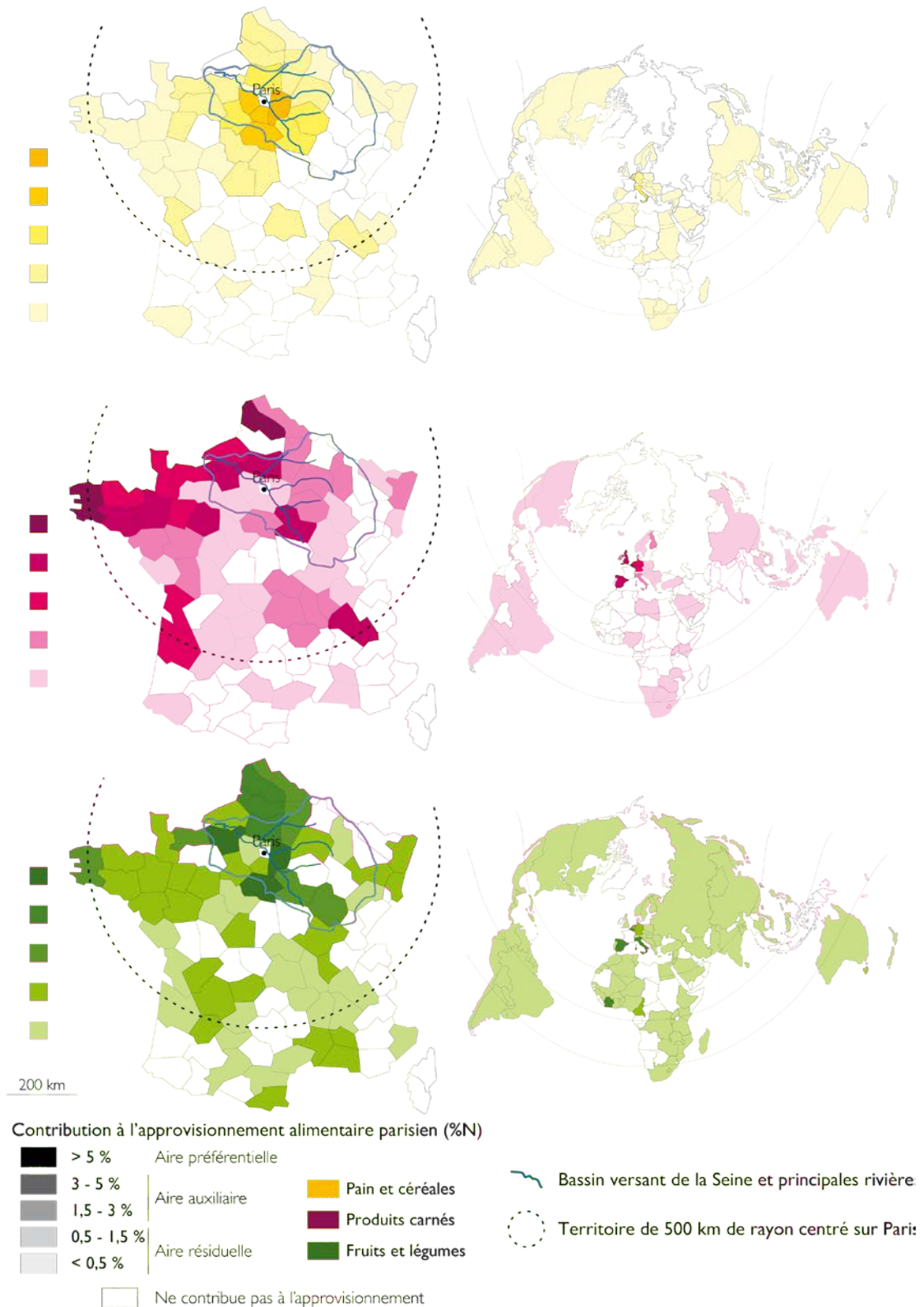


Figure 5 : Approvisionnement de paris en 2006, selon le contenu azoté des denrées.
 D'après Billen et al. 2011. Réalisation : S. Bognon, 2015.

Cet élargissement sensible des aires d’approvisionnement traduit aussi une intensification, une accélération et une ouverture des cycles biogéochimiques : la demande humaine atteint 8 kgN/hab/an avec une augmentation de la part de la ration d’origine animale qui atteint 69 %; cela conduit à considérer la forte croissance de la demande d’aliments pour bétail dont la provenance est, elle, bien plus mondialisée (Billen *et al.*, 2012).

On assiste ainsi, à partir des années 1950, à la privatisation du système alimentaire, marqué par un fort cloisonnement et une spécialisation des secteurs économiques qui le constituent. Si l’agglomération parisienne reste en partie nourrie par les produits agricoles et alimentaires issus du bassin de la Seine, celui-ci est devenu fortement exportateur du fait de l’augmentation considérable de ses capacités de production.

4 Perspectives conclusives

Nous avons pu analyser la trajectoire socio-écologique de l’approvisionnement alimentaire parisien en mettant en regard l’évolution de la gouvernance des flux qu’il génère et celle, concomitante, du rapport de la population urbaine à la disponibilité alimentaire qu’elle mobilise, en termes de ressources azotées. Cette trajectoire a ainsi connu deux transitions majeures depuis l’Ancien Régime (figure 6).

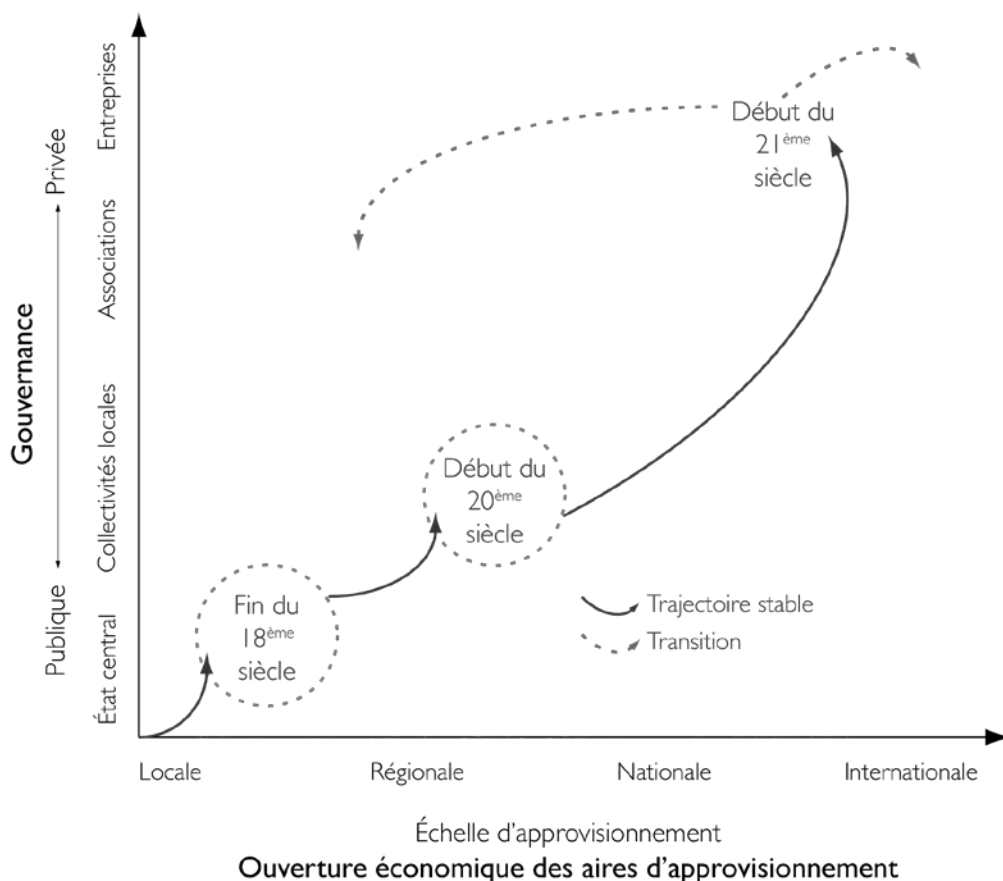


Figure 6 : Co-évolution de la gouvernance et de l’ouverture économique des aires d’approvisionnement t parisien de la fin de l’Ancien Régime à nos jours.

La première, au 19^{ème} siècle, se caractérise par le passage d'une gouvernance monarchique très centralisée à une administration de plus en plus concédée aux autorités publiques locales et aux organes décentralisés de l'État. Cette transition s'accompagne d'une adaptation des pratiques agricoles de l'hinterland nourricier qui permet à l'offre alimentaire de suivre l'accroissement considérable de la demande urbaine sans que l'élargissement géographique des aires d'approvisionnement soit proportionnel à cette croissance. Dans la seconde moitié du 20^{ème} siècle, la seconde transition consacre l'industrialisation de la production alimentaire, son ouverture, sa spécialisation régionale et s'accompagne d'une libéralisation et d'une privatisation complète (individuelle et entrepreneuriale) de l'approvisionnement dont les pouvoirs publics se sont dessaisis.

Le rapport de la société à la ressource alimentaire exprimée en azote évolue de même en deux temps (figure 7). Malgré la croissance de la disponibilité des ressources azotées dans le bassin d'approvisionnement alimentaire parisien, les denrées consommées à Paris proviennent de distances de plus en plus éloignées. Cette manière de projeter la trajectoire socio-écologique montre d'une façon différente la modification de la gestion des flux alimentaires résultant de l'ouverture économique et géographique des aires d'approvisionnement de la capitale.

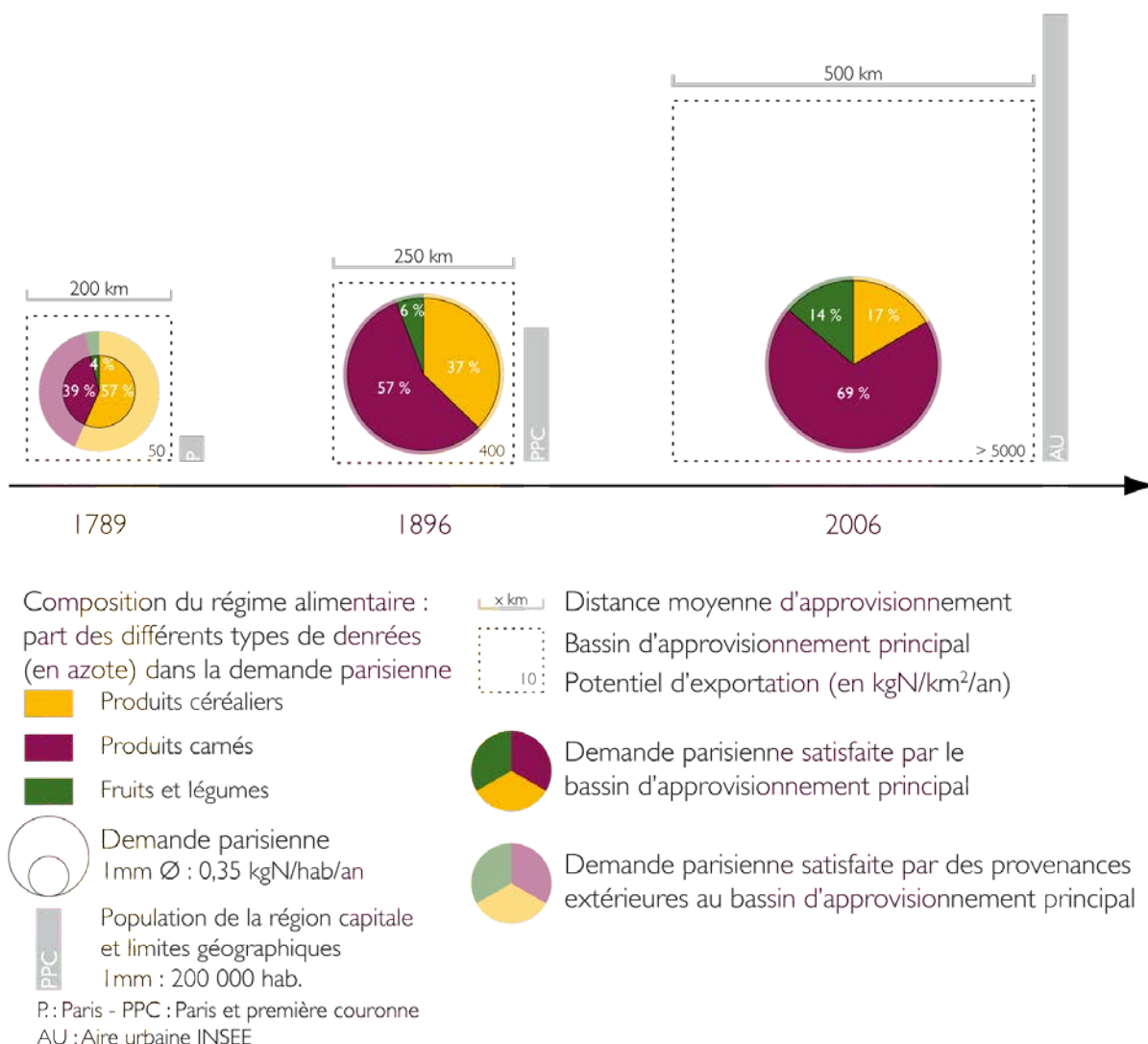


Figure 7 : Évolution de la provenance des ressources azotées de la fin du 18^{ème} siècle à nos jours.

Le paradoxe parisien est celui d'un marché alimentaire direct qui reste somme toute assez circonscrit localement, mais inséré dans un système productif largement ouvert sur le monde et pour lequel Paris ne représente plus un marché privilégié. La ville est restée, plus qu'on ne le croit, tournée vers sa campagne, quand la campagne s'est détournée de la ville et s'est très largement insérée dans la mondialisation.

Aujourd'hui, si un infléchissement de la trajectoire du système alimentaire parisien est sur le point d'advenir, en termes de provenances et de gouvernance de l'approvisionnement, deux tendances s'opposent : celle, centrifuge, du développement économique de l'agriculture, des agro-industries et de la grande distribution, et celle, centripète, d'une partie au moins des consommateurs urbains qui recherchent des formes de relocalisation des liens nourriciers entre la ville et son hinterland historique. Ces deux tendances correspondent à des visions diamétralement différentes de l'avenir de la ville et de l'agriculture.

Pour les uns, « le développement de l'Île-de-France devra être, dès demain, tiré par le commerce maritime. [...] L'essor de l'e-commerce permet à chacun de voir livrés à son domicile des produits achetés à l'autre bout du monde en un clic. Quel est l'avenir d'une métropole qui n'est pas connectée aux autres ? » (Attali, 2010, p. 10 et 37). L'avenir alimentaire de Paris serait donc orienté par l'internationalisation et par le développement des infrastructures portuaires, ainsi que le traduisent les propos du chef de l'État en déplacement au Havre le 16 juillet 2009 : « nous devons reconstruire une politique et une ambition maritimes pour la France, autour des nouveaux enjeux [...] d'une planète mondialisée qui respire par le commerce international »¹¹. Cette première vision est ouvertement encouragée et soutenue par des institutions et des politiques puissantes.

Mais une autre perspective est ouverte et mobilise de plus en plus le champ scientifique des *food studies* (Maye *et al.*, 2007 ; Brand C. et Bonnefoy S., 2011), pléthore de mouvements de la société civile (Kneafsey *et al.*, 2013), ainsi que certains pouvoirs publics. Ainsi, la Région Île-de-France indique que « viser un approvisionnement durable, c'est contribuer à la robustesse de la région en assurant la sécurité alimentaire tout en pesant le moins possible, tant en ressources qu'en émissions et en rejets, sur les régions alentour et en étant moins tributaire de l'économie mondiale. [...] Les filières alimentaires de proximité, dans toute leur diversité, constituent un véritable enjeu francilien [...] [impliquant] le lien entre territoire et alimentation, entre ville et campagne, entre agriculteurs et citoyens » (SDRIF, 2013, p. 42).

L'extrapolation de ces visions extrêmes mènerait à des régimes très différents : celui d'une région parisienne négligeant les profondes racines qui la lient depuis des siècles à son hinterland littéral pour se tourner vers une consommation entièrement mondialisée ; ou celui, entièrement relocalisé, basé sur une agriculture reconnectée à l'élevage et un changement profond de régime alimentaire. Ces deux images opposées donnent une idée de l'ampleur du champ des possibles et permettent d'envisager des arbitrages entre ces deux tendances antagonistes. La question qui se pose alors est celle des conditions d'une nouvelle transition et de la nature d'un régime socio-écologique souhaitable.

¹¹ Disponible en ligne : <http://discours.vie-publique.fr/notices/097002118.html>

5 Références

- Abad R., 2002, *Le Grand Marché. L’approvisionnement alimentaire de Paris sous l’Ancien Régime*, Paris : Fayard.
- Allain M.-L., Chambolle C., 2003, *Économie de la distribution*, Paris : La Découverte.
- Augé-Laribé M., 1945, *Situation de l’agriculture française, 1930-1939 : ses capacités de développement, sa part dans les échanges internationaux d’après les documents officiels*, Paris : Berger-Levrault.
- Baltard V., Callet F., 1863, *Monographie des halles centrales de Paris construites sous le règne de Napoléon III et sous l’administration de M. le baron Haussmann*, Paris : A. Morel et Cie.
- Barles S., 2005, *L’invention des déchets urbains. France : 1790-1970*, Seyssel : Champ vallon.
- Barles S., 2010, « Écologie territoriale », in Merlin P., Choay F. (eds), *Dictionnaire de l’urbanisme et de l’aménagement*, Paris : PUF, p. 276-277.
- Barles S., accepté, « The Main Characteristics of Urban Socio-Ecological Trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th Century », *Ecological Economics*.
- Billen G., Barles S., Chatzimpiros 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 », *Regional Environmental Changes*, 12, p. 325-336.
- Bognon S., 2014, *Les transformations de l’approvisionnement alimentaire dans la métropole parisienne. Trajectoire socio-écologique et construction de proximités*, Thèse, géographie et aménagement, Université Paris 1.
- Brand C., Bonnefoy S., 2011, « L’alimentation des sociétés urbaines : une cure de jouvence pour l’agriculture des territoires métropolitains », *VertigO*, vol. 11, n° 2.
- Bureau J.-C., 2007, *La politique agricole commune*, Paris : La Découverte.
- Bureau de l’Approvisionnement, 1911, *Rapport annuel de l’année 1910 sur les services municipaux de l’approvisionnement de Paris*. Archives de la Préfecture du département de la Seine, 44 Db 5/6.
- Chemla G., 1994, *Les ventres de Paris : les Halles, la Villette, Rungis. L’histoire du plus grand marché du monde*, Grenoble : Glénat.
- Chatriot A., Chessel M.-E., 2006, « L’histoire de la distribution : un chantier inachevé », *Histoire, économie et société*, vol. 25, n° 1, p. 67-82.
- Choay F., Brun J., Roncayolo M., 2001, « Production de la ville », in Roncayolo M. (dir.), *Histoire de la France urbaine. La ville aujourd’hui. Mutations urbaines, décentralisation et crise du citoyen*, Paris : Seuil, p. 251-344.
- Claustre P.-F., 2000-2001, « L’octroi de Paris (1798-1943). Bilan historiographique et perspectives de recherches », *Recherches contemporaines*, n° 6, p. 299-316.
- Clément A., 1999, *Nourrir le peuple : entre État et marché. XVIIe-XIXe siècles*, Paris : L’Harmattan.
- Courtin R., Fromont P., 1930, « Essai sur la crise agricole, production et population », *Revue d’économie politique*, vol. 44, n° 4, p. 1084-1128.
- De La Mare N., 1722. « Du commerce des vivres en général », in *Traité de la police, où l’on trouvera l’histoire de son établissement, les fonctions et les prérogatives de ses magistrats, toutes les loix et tous les reglemens qui la concernent. Livre cinquième : des vivres. Tome premier*, p. 1-17.

Fischer-Kowalski M., Haberl H. (eds), 2007, Socioecological transitions and global change. Trajectories of social metabolism and land use. Cheltenham : Edward Edgar.

Geels F.W., 2002, « Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study », *Research Policy*, vol. 31, n°8-9, p. 1257-1274.

Goudeau J.-C., 1977, *Le transfert des Halles à Rungis*, Paris : Lattès.

Grenard F., 2007, « Les implications politiques du ravitaillement en France sous l'Occupation », *Vingtième Siècle. Revue d'histoire*, vol. 2007/2, n° 94, p. 199-215.

Guillerme A., 1991. « Réseau : Genèse d'une catégorie dans la pensée de l'ingénieur sous la Restauration », *Flux*, vol. 7, n° 6, p. 5-17.

Kaplan S.L., 1988. *Les ventres de Paris. Pouvoir et approvisionnement dans la France d'Ancien Régime*, Paris : Fayard.

Kneafsey M., Venn L., Schmutz U., Balázs B., Trenchard L., Eyden-Wood T., Bos E., Sutton G., Blackett M., 2013, *Short Food Supply Chains and Local Food Systems in the EU. A State of Play of their Socio-Economic Characteristics*, Bruxelles : Joint Research Center, Scientific and policy reports.

Lavoisier A. L., 1792, *De la richesse territoriale du royaume de France*. En ligne, format PDF : http://www.lavoisier.cnrs.fr/ice/ice_book_detail-fr-text-lavosier-Lavoisier-332-5.html# [Référence du 15 avril 2013].

Leteux S., 2009. « L'impact des transports ferroviaires sur la filière et la consommation carnée à Paris (1850-1920) », *Revue d'histoire des chemins de fer*, vol. 2009/2, n°41, p. 189-203.

Malassis L., 1994, *Nourrir les hommes*, Paris : Flammarion.

Maye D., Holloway L., Kneafsey M. (ed.), 2007, *Alternative food geographies. Representation and practice*, Bingley : Emerald group publishing limited.

Mazoyer M., Roudart L., 2002, *Histoire des agricultures du monde. Du néolithique à la crise contemporaine*, Paris : Seuil.

Mercier L.-S., 1782, *Le tableau de Paris. Tome Premier*, Amsterdam : [s.n].

Quin C., 1969, *Tableau de bord de la distribution française* (2 tomes), Paris : Centre d'études des techniques économiques modernes.

Ray, G., 1943, *Les industries de l'alimentation*, Paris : Presses universitaires de France.

Roncayolo M., 2001, « Nouveau cycle ou fin de l'urbanisation », in Roncayolo M. (dir.), *Histoire de la France urbaine. La ville aujourd'hui. Mutations urbaines, décentralisation et crise du citadin*, Paris : Seuil, p. 21-156.

Roy J.-M., 1998, « Les marchés alimentaires parisiens et l'espace urbain du XVII^e au XIX^e siècle », *Histoire Économie et Société*, vol. 17, n° 4, p. 693-710.

SDRIF (Schéma directeur de la région Île-de-France), 2013, *Île-de-France 2030 : Défis, projet spatial régional et objectifs*, 173 p. En ligne : <http://www.iledefrance.fr/sites/default/files/Sdrif%20-%202002%20-%20D%C3%A9fis,%20projet%20spatial%20r%C3%A9gional%20et%20objectifs.pdf> [Référence du 22 mai 2015].

Villermet J.-M., 1991, *Naissance de l'hypermarché*, Paris : Armand Colin.

Zola E., 1873, *Le ventre de Paris*, Paris : Charpentier, 358 p.

PIREN-Seine – Phase 6 - Rapport de fin de phase - « Quelle agriculture pour demain ? »

WHO, 2007, Protein and amino acid requirements in human nutrition. WHO/FAO/UNUWHO, Technical Report Series n° 935.

La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires¹

Julia Le Noë¹, Gilles Billen¹, Luis Lassaletta¹, Marie Silvestre¹, Josette Garnier¹

¹ METIS, UPMC/CNRS, Paris

* *gilles.billen@upmc.fr*

Ce rapport constitue une version abrégée d'un article à paraître dans *Cahiers Agricultures*

Sommaire

1	Introduction	195
2	Méthodes	196
3	Résultats	199
4	Discussion.....	210
5	Références	212

1 Introduction

Aux premiers rangs de l'Union Européenne, l'agriculture française, agronomiquement et économiquement très performante, génère un excédent de balance commerciale nationale grâce à ses exportations sur les marchés européens et mondiaux (Desriens, 2007). Sur le plan environnemental cependant, le modèle sur lequel est fondée la réussite économique de l'agriculture française est celui d'une agriculture régionalement très spécialisée et très consommatrice d'intrants industriels (engrais et pesticides), ce qui soulève beaucoup de questions en matière de durabilité environnementale. En particulier, l'agriculture est responsable d'une contamination généralisée de l'environnement par l'azote, donnant lieu à la fermeture de nombreux captages d'eau potable (878 captages abandonnés en France pour cause de pollution agricole diffuse entre 1998 et 2008, Secrétariat d'Etat à la Santé, 2012). D'une manière générale, les excès d'azote sont reconnus comme à l'origine d'une eutrophisation côtière préoccupante, de retombées atmosphériques d'azote menaçant la biodiversité des sites naturels, de la génération de particules fines préjudiciables à la qualité de l'air, ainsi que d'un accroissement de la teneur de l'atmosphère en N₂O, gaz à effet de serre actif aussi dans la destruction de la couche d'ozone (Sutton et al, 2011).

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Le Noë J., Billen G., Lassaletta L., Silvestre M., Garnier J., (2016) – La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

L'approche par flux de matière que propose la biogéochimie permet de produire un diagnostic d'ensemble du rôle de l'agriculture dans ce qu'il est convenu d'appeler la cascade de l'azote (Galloway et al, 2003; Billen et al., 2013a,b). Une telle approche a déjà été proposée pour examiner, à l'échelle mondiale, les interdépendances agro-alimentaires entre 12 grandes régions (Billen et al., 2014). A cette échelle, l'analyse des flux commerciaux de protéines contenus dans les denrées agricoles, à partir de la base de données du commerce international de la FAO, montre une spécialisation internationale très accentuée, où un petit nombre de pays exportateurs (Brésil, Argentine, Amérique du Nord) assure les besoins en alimentation animale d'un grand nombre de pays déficitaires (Burke et al., 2009; Lassaletta et al., 2014a,b ; Macdonald et al. 2015). Cette déconnexion à l'échelle internationale de la production et de la consommation alimentaire génère une perte d'efficacité de l'utilisation d'azote (Bai et al. 2014 ; Billen et al. 2015) et des émissions supplémentaire d'azote dans l'environnement (Caro et al. 2015 ; Lassaletta et al 2014c). L'application de cette démarche à l'agriculture nationale est paradoxalement plus difficile, à cause de l'absence de données sur les échanges intra-nationaux de produits agricoles. Pourtant, les échanges de marchandises entre départements français sont recensés depuis plusieurs décennies dans la base SitraM, établie par les services ministériels en charge de la gestion des transports. Cette base n'a que rarement été exploitée dans le cadre d'études scientifiques sur la structure du système agricole. Elle a servi cependant à la définition des aires d'approvisionnement alimentaire de la métropole parisienne (Billen et al., 2009).

Nous présentons ici une description complète des flux de denrées agricoles entre départements français, exprimés par leur contenu en protéines, une unité générique qui permet de les comparer entre eux et avec les flux majeurs de la cascade de l'azote induite par l'agriculture. Cette analyse débouche sur une géographie nouvelle qui met l'accent sur la spécialisation à l'export des régions agricoles françaises, qu'elle permet de quantifier en termes de flux d'azote, éclairant le fonctionnement du système agro-alimentaire national sous un angle inhabituel. Elle permet également de définir l'étendue géographique des régions qui concourent au fonctionnement du système agro-alimentaire du bassin de la Seine.

2 Méthodes

2.1 La base SitraM

La base de données SitraM (Système d'Information sur le Transport des Marchandises), gérée par le Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sources-methodes/>), répertorie annuellement depuis 1974 les transports de marchandises entre départements français par route (enquête TRM), par rail (données SNCF), par voies navigables (données VNF), ainsi que les échanges avec les pays extérieurs (données des Douanes). Pour chacun de ces modes d'échanges, renseignés en valeur et en tonnage par lieu de déchargement et de dernier chargement, la base de données distingue les marchandises selon la Nomenclature pour les Statistiques des Transports (NST) qui comporte 176 postes dont 50 relatifs aux produits agricoles ou alimentaires. La présente étude se base sur les données de l'année 2006, la plus récente disponible avec ce degré de détail.

2.2 La base Agreste

La base Agreste du Ministère de l'Agriculture (www.agreste.agriculture.gouv.fr/) fournit en ligne toutes les données de production agricole annuelle (animaux et végétaux en tonnes de produits récoltés) par département. Des données similaires sont disponibles pour les pays étrangers dans la base

FAOstat (www.fao.org). Si la liste des produits renseignés n'est pas tout à fait identique entre cette source et les postes de la NST, une équivalence a été obtenue par regroupements de produits (voir plus loin).

2.3 Le logiciel Amstram

Un logiciel d'interrogation automatisée des bases SitraM et Agreste a été mis au point par Silvestre et al. (2012). Le principe en est le suivant (Billen et al., 2012):

La base SitraM peut être vue comme un ensemble de matrices $[F(d,o)]$ relatives à chaque produit, indiquant les flux de transport entre le lieu de leur dernier chargement (origine, o) (département français ou pays étranger) et leur destination (d). En tout, chaque matrice comprend, 306 lignes et colonnes (95 départements et 211 pays).

Les flux de transport interne $F(i,i)$ n'ont pas de signification et ne sont pas à prendre en considération. Nous les remplaçons par les flux de production interne fournis par la base Agreste (et par la base FAOstat pour les pays étrangers). Nous appellerons $[F^*(d,o)]$ la matrice résultant de cette substitution, et qui intègre donc les données de production locale pour le produit considéré.

Nous ferons l'hypothèse que la répartition par origine de la consommation finale dans un territoire est identique à celle de la somme des importations et des productions internes de ce territoire, même si une part importante de ce qui est importé est réexportée. Cette hypothèse de 'mélange parfait' revient à ignorer toute préférence de provenance tant de la consommation que de l'exportation sur l'ensemble de l'offre déjà acheminée dans le territoire.

Cette hypothèse n'est nécessaire que pour le calcul de la provenance des produits au second ordre, c'est-à-dire en tenant compte des origines antérieures au dernier chargement: le flux I_2 importé au territoire a depuis chaque origine i est donné par la somme des contributions de cette origine dans tous les flux entrants de toutes les provenances:

$$I_2(a,i) = \sum_{k \neq a} (F^*(a,k) \times r_1(k,i))$$

Où $r_1(k,i)$ représente la fraction de chaque origine i dans les flux apportés au territoire k :

$$r_1(k,i) = \frac{F^*(k,i)}{\sum_j F^*(k,j)}$$

Les résultats au second ordre ne se révèlent pas fondamentalement différents de ceux obtenus au premier ordre, ce qui relativise le biais que l'hypothèse de mélange parfait pourrait entraîner.

Par défaut les unités de calcul utilisées par AmstraM sont des tonnes de marchandises, telles que fournies par la base SitraM. Pour l'agrégation de plusieurs types de produit agricoles, il est plus pertinent de convertir les flux dans une unité générique qui peut être la valeur calorique ou le contenu en azote protéique. Compte tenu des objectifs de notre étude, c'est ce dernier choix qui a été fait ici. Les coefficients de conversion pour chaque catégorie de la nomenclature NST ont été fixés à partir d'une liste plus détaillée compilée par Lassaletta et al., 2014a, et sont rassemblés dans le tableau 1. Les regroupements imposés par la nomenclature, de même que la variabilité naturelle des produits, conduisent à une certaine incertitude sur les coefficients retenus. L'intervalle de variation de ces coefficients est mentionné également dans le tableau 1.

Tableau 1. Teneur en azote protéique (et son intervalle de variation) des principales denrées alimentaires renseignées dans la base SitraM. (sources : Lassaletta et al., 2014a). N° NST pour Nomenclature pour les Statistiques des Transports

(n°NST)	Denrée agricole	Teneur en N (%) ¹	Intervalle de variation (%) ²
011-019	Céréales (hors maïs)	1,8	1,5-2,1
015	Maïs	1,5	1,36-1,56
020	pommes de terre	0,3	0,26-0,33
167	houblon	0,4	
060	betteraves	0,25	0,23-0,27
039	autres légumes congelés, frais	0,4	0,1-0,8
165	légumes secs	2,1	
166	préparations et conserves à base de légumes	0,1	0,1-0,2
031	agrumes	0,1	
035	autres fruits et noix frais	0,1	0,1-2,9
164	fruits congelés, séchés, en préparations	0,1	0,1-0,2
171	paille, foin, balles de céréales	0,8	0,4-0,9
172	tourteaux d'oléo-protéagineux	7,0	6,5-7,0
179	son et issues, autres aliments pour animaux	2	1,8-2
181	graines oléagineuses	3,5	3,4-6,1
001	animaux vivants	1,7	1,4-2,0
141, 147	viande	3,4	1,7-3,1
143	lait frais	0,5	0,5-0,9
144	fromage et autres produits laitiers	3,0	2,6-4,0
146	œufs	2,1	1,7-2,2

¹ Valeur utilisée par le logiciel Amstram, correspondant au produit dominant, ou à la moyenne des produits les plus courants dans chaque catégorie.

² Teneurs minimales et maximales de l'ensemble des denrées incluses dans les catégories retenues, selon la liste de Lassaletta et al. (2014a).

2.4 Regroupement de produits et de départements

Parmi les 50 denrées agricoles renseignées dans la base SitraM, notre étude distingue les 7 groupes de produits suivants :

1. Les céréales (froment, épeautre, méteil, orge, seigle, avoine et riz) à l'exclusion du maïs

2. Le maïs grain

3. Les fruits et légumes (regroupant pommes de terre, betteraves à sucre, légumes secs, houblon, autres légumes frais ou congelés, agrumes, autres fruits et noix frais, fruits congelés séchés ou déshydratés, préparations et conserves de fruits, préparations et conserves à base de légumes)

4. Les aliments pour animaux (paille, foin, balle de céréales, graines oléagineuses, noix, amandes oléagineuses, tourteaux et résidus de l'extraction des huiles végétales, sons et issues, autres nourriture pour animaux, déchets des industries alimentaires)

5. La viande (viande fraîche, réfrigérée et congelée, viande séchée, salée, fumée, préparations et conserves de viande)

6. Les produits laitiers (lait frais et crème fraîche, beurre fromage autres produits laitiers, œufs)

7. Les animaux vivants.

Pour améliorer la lisibilité des flux d'échange de marchandises, les 95 départements français ont été regroupés en 33 territoires agricoles, définis selon leur proximité géographique et la similitude de leur système agricole, en termes d'importance des prairies permanentes dans la SAU et de densité de cheptel (Tableau 2). Les pays étrangers, hormis les pays proches avec lesquels les échanges sont les plus importants (Belgique-Luxembourg, Pays-Bas, Allemagne, Royaume Uni, Italie, Espagne, Portugal), ont été regroupées par (sous-)continents (autres pays d'Europe, Amérique du Nord, Amérique centrale, Amérique latine, Nouvelle Zélande et Australie, Maghreb et Proche Orient, Afrique sub-saharienne, Asie).

2.5 La construction des matrices de flux nets d'échange

A l'aide du logiciel AmstraM, nous avons constitué pour chacune des 7 catégories de denrées une matrice (57 x 57) des importations brutes depuis les territoires agricoles français vers chaque territoire français et étranger (les flux commerciaux entre les pays étrangers n'ont pas été renseignés). Chaque matrice est alors transposée : les lignes devenant des colonnes, on obtient une matrice des exportations de chaque territoire vers les autres. La soustraction de la matrice transposée (exportations) à la matrice d'origine (importations) correspondante permet d'obtenir une matrice des flux nets d'échange pour chacune des sept catégories de produits.

3 Résultats

Les 14 matrices d'échanges bruts et d'échanges nets de céréales, maïs, fruits et légumes, aliments pour animaux, viande, produits laitiers et animaux vivants, en tonnes d'azote par an, sont disponibles sous forme de deux fichiers Excel à l'adresse <https://mycore.core-cloud.net/public.php?service=files&t=551c75ab164c26ad9b25f6fed7b212eb>. Chaque fichier comporte aussi une matrice des flux d'échange bruts ou nets d'azote total, constituée par la somme algébrique de toutes les autres. Une brève analyse de ces matrices est présentée ici, notamment sous forme de cartes figurant les échanges les plus importants par des flèches d'épaisseur proportionnelle à la valeur du flux.

3.1 Implication des territoires agricoles dans les échanges

L'analyse des flux bruts d'échanges inter-territoriaux et internationaux révèle une participation très contrastée des territoires au commerce de denrées agricoles. Comme le montre la figure 1a, 80% des échanges impliquent seulement 45% des territoires.

Les flux commerciaux sont ici définis à partir de la matrice des flux bruts en cumulant pour chaque territoire ses importations et exportations de toutes denrées depuis et vers les autres territoires (commerce interrégional) et depuis ou vers l'étranger (commerce international), puis en divisant par deux ce cumul, de manière à corriger un double compte des flux entre territoires. Le rapport de ces flux avec la production agricole totale de chaque territoire (Tableau 2 et Figure 2b) offre un indicateur du degré d'ouverture de son système agro-alimentaire. Un contraste très net apparaît alors (Figure 1b) entre les régions des façades Atlantique et Méditerranéenne (ainsi que les autres territoires à forte population telles que l'Alsace et la région Lyonnaise) d'une part, et ceux du centre du pays d'autre part, qui restent à l'écart des grands échanges commerciaux. . A l'échelle nationale, les flux d'azote associés aux échanges de denrées agricoles correspondent à 1,6 fois la production agricole totale (en tonne d'N).

Tableau 2. Territoires agricoles considérés dans l'analyse des flux d'échanges et leurs principales caractéristiques agricoles

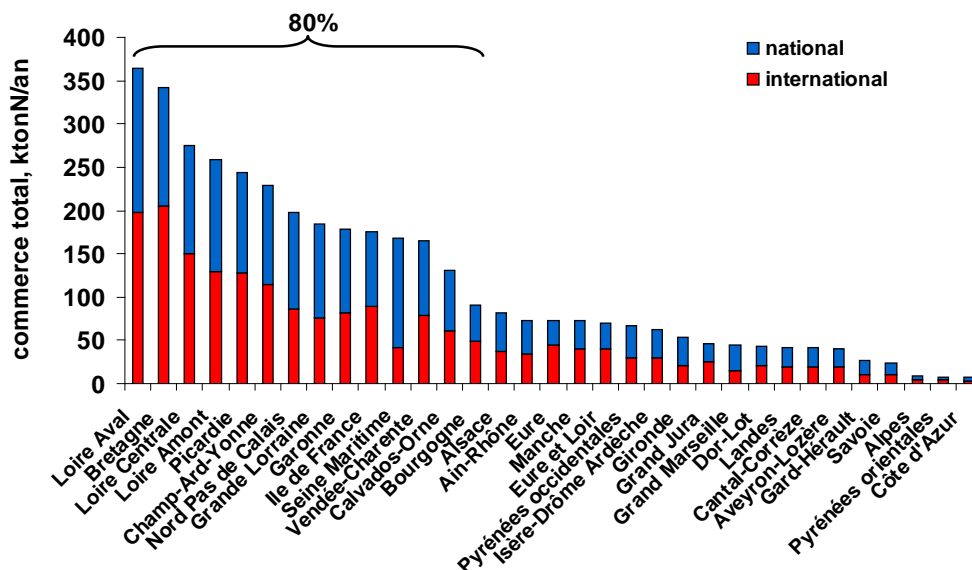
Territoire	départements	surface	SAU	production	Chepte
		km ²	ha	totale* ktonnesN/a n	l** M UGB
Nord Pas de Calais	59, 62	12 457	788 255	95,2	0,70
Picardie	02, 60, 80	19 468	1 259 391	164,8	0,52
Seine Maritime	76	6 329	397 218	44,6	0,42
Calvados-Orne	14, 61	11 758	766 984	80,3	0,81
Eure	27	6 028	360 016	43,7	0,17
Manche	50	6 051	431 886	41,3	0,73
Bretagne	22, 29, 35, 56	27 505	1 598 368	143,8	3,17
Eure-et-Loir	28	5 967	424 137	46,6	0,05
Île de France	77, 78, 91, 92, 93, 94, 95	12 055	529 775	66,1	0,04
Champ-Ard-Yonne	08, 10, 51, 89	26 930	1 566 677	177,2	0,49
Grande Lorraine	54, 55, 57, 88, 70	29 061	1 325 209	136,2	1,04
Bourgogne	21, 52	15 060	737 661	76,5	0,38
Alsace	67, 68	8 313	309 722	35,2	0,17

PIREN-Seine – Phase 6 - Rapport de fin de phase - « Quelle agriculture pour demain ? »

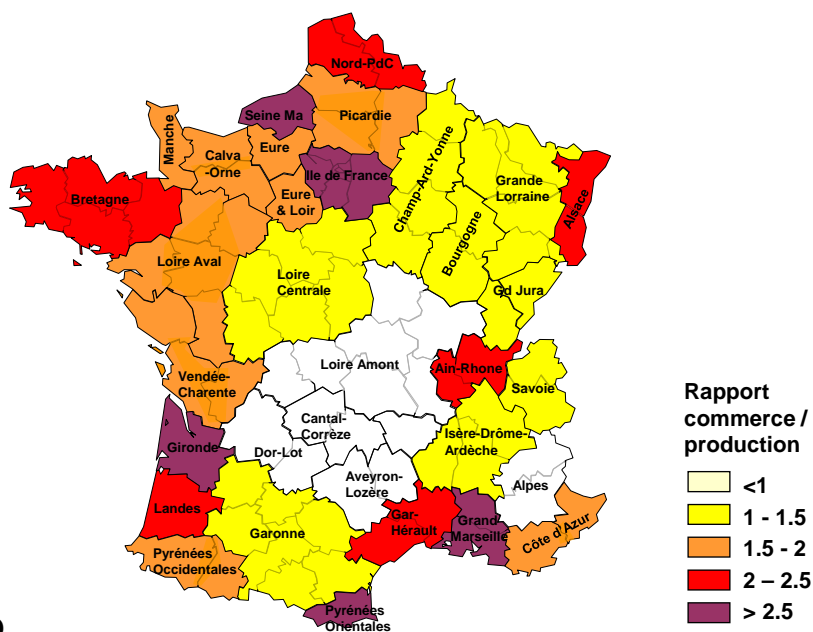
Grand Jura	25, 39, 90	10 925	421 529	41,2	0,39
Loire Amont	58, 71, 03, 43, 42, 63, 23, 87	51 819	2 846 627	273,2	2,80
Loire Centrale	45, 41, 37, 36, 86, 18	40 658	2 158 906	214,9	0,80
Loire aval	53, 72, 44, 49, 79	31 604	2 037 709	183,6	2,52
Vendée-Charente	85, 16, 17	19 716	1 199 881	107,4	0,96
Gironde	33	10 137	241 822	12,8	0,06
Dor-Lot	24, 46	14 437	526 860	44,1	0,44
Landes	40	9 362	192 571	19,3	0,13
Pyrénées occidentales	64, 65	12 197	449 822	37,1	0,54
Garonne	47, 31, 32, 82, 09, 11, 81	38 803	1 820 108	138,9	0,79
Savoie	73, 74	11 132	244 025	15,4	0,20
Alpes	04, 05	12 695	247 031	12,2	0,14
Ain-Rhône	01, 69	8 982	384 324	35,5	0,30
Aveyron-Lozère	12, 48	13 941	781 395	59,3	0,76
Cantal-Corrèze	15, 19	11 674	602 611	54,8	0,65
Isère-Drôme-Ardèche	07, 26, 38	20 010	581 714	44,5	0,36
Gard-Hérault	30, 34	12 090	360 907	12,2	0,04
Côte d'Azur	06, 83	10 314	134 648	4,6	0,03
Grand Marseille	13, 84	8 854	256 756	11,7	0,06
Pyrénées Orientales	66	4 167	82 998	2,3	0,02

* production végétale totale y compris la production des prairies permanentes.

** Cheptel en millions d'unités gros bétail, UGB, définit arbitrairement comme produisant 85 kgN/an d'excréta.



a.



b.

Figure 1. a. Flux d'échanges inter-territoires et internationaux de denrées agricoles par regroupement de départements. b. Distribution spatiale du rapport entre le flux commercial longue distance et la production agricole locale (cultures et fourrage) des différents territoires agricoles.

3.2 Les flux de céréales

La France exporte, en flux bruts, 44 fois plus de céréales (hors maïs) qu'elle n'en importe: 252 ktonnesN/an sont exportés (principalement vers le Maghreb et l'Asie mineure, l'Europe du Nord, la péninsule Ibérique et l'Italie) pour une production totale de 879 ktonnesN en 2006. Ces exportations ont lieu pour la plus grande partie au départ des ports maritimes (Rouen, Dunkerque, Saint-Nazaire, La Rochelle, Bordeaux, Marseille) ou fluviaux (Metz), vers lesquels convergent les flux en provenance des grandes plaines céréalières du bassin parisien (Figure 2).

Blé/Orge

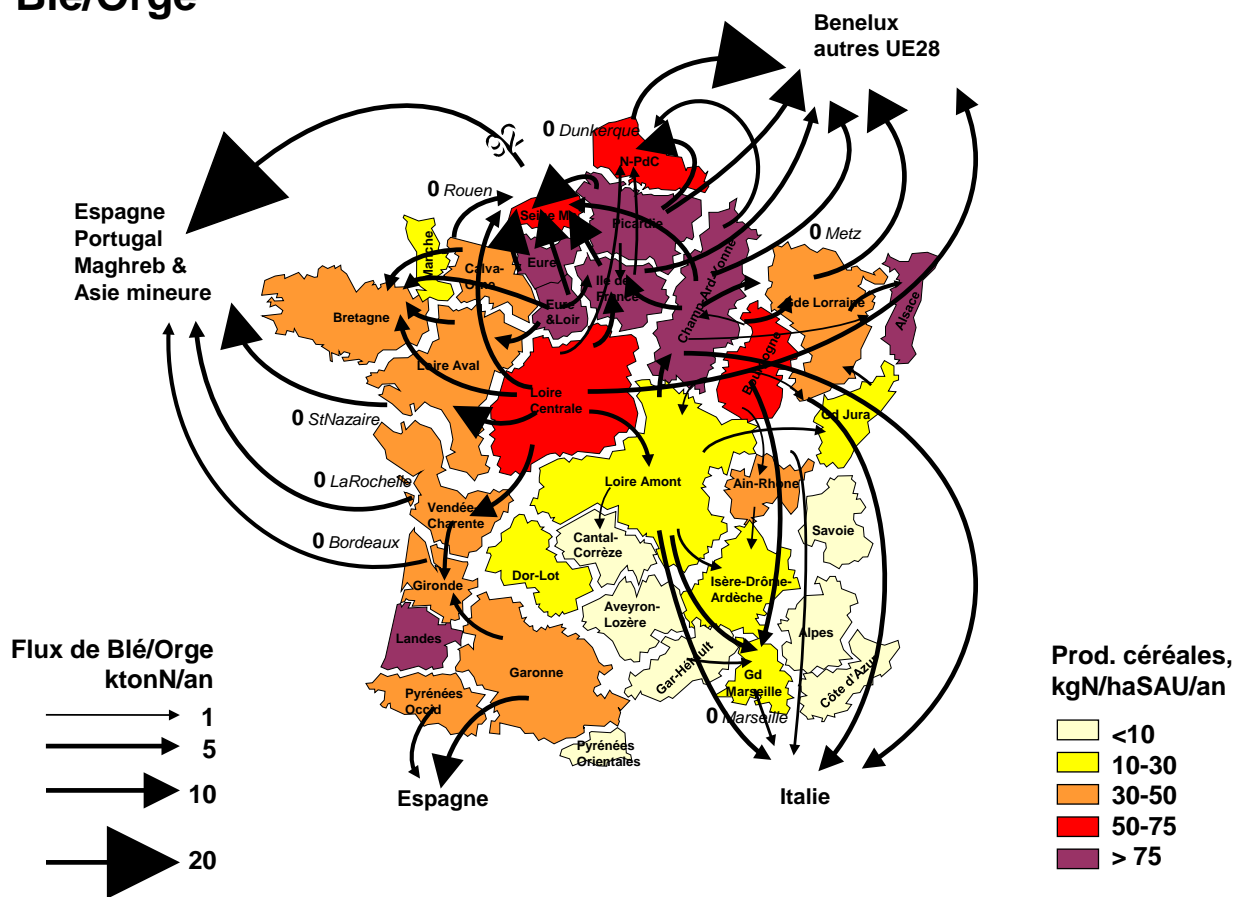


Figure 2. Principaux flux nets de céréales (hors maïs) échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux, sauf dans le cas où le flux dépasse une valeur maximale au-delà de laquelle la valeur du flux est mentionnée explicitement. En fond de carte est indiquée par un code couleur la production de céréales par unité de SAU totale de chaque région.

Pour le maïs grain, dont les principales aires de production sont centrées sur l'Alsace, la vallée du Rhône et le Sud-Ouest, les mêmes caractéristiques s'observent, avec un tiers de la production (84 pour 232 ktonnesN/an) exportée à l'étranger (Figure 3).

Maïs

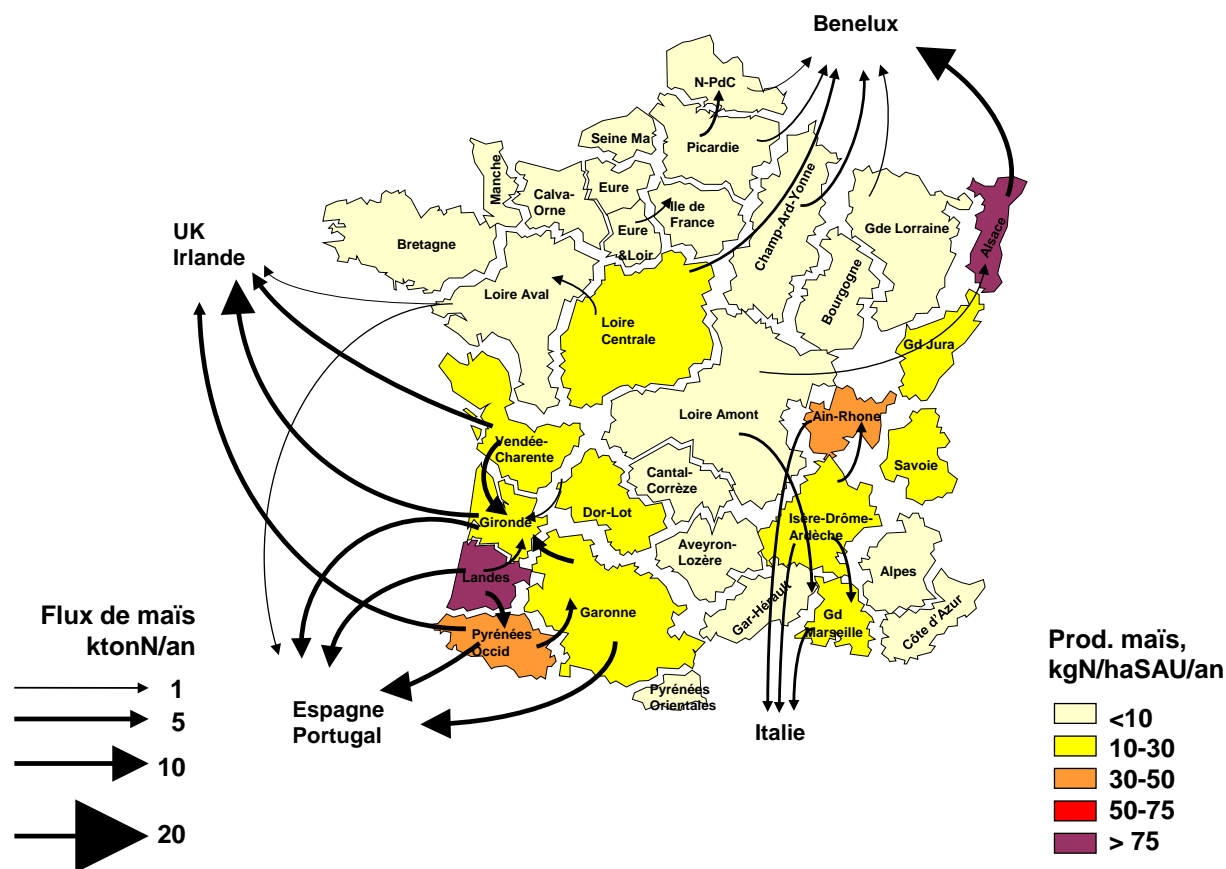


Figure 3. Principaux flux nets de maïs échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux. En fond de carte est indiquée par un code couleur la production de maïs par unité de SAU totale de chaque région.

3.3 Les flux de viande et de produits laitiers

La représentation cartographique des flux de viande (Figure 4) fait apparaître le rôle majeur que jouent les territoires du « Grand Ouest » (Bretagne, Loire aval et Manche) dans l'approvisionnement en viande de l'ensemble des territoires français, et tout particulièrement l'Ile-de-France et la région voisine de la Loire aval. Pour une production nationale totale de 160 ktonnesN/an, la Bretagne et la Loire Aval exportent à elles seules 60 ktonnesN/an, principalement vers les autres régions françaises ou le Nord de l'Europe. Les autres flux d'échange sont beaucoup plus limités, sauf ceux issus de la Garonne vers l'étranger et ceux du Nord de l'Europe vers l'Ile-de-France.

Viande

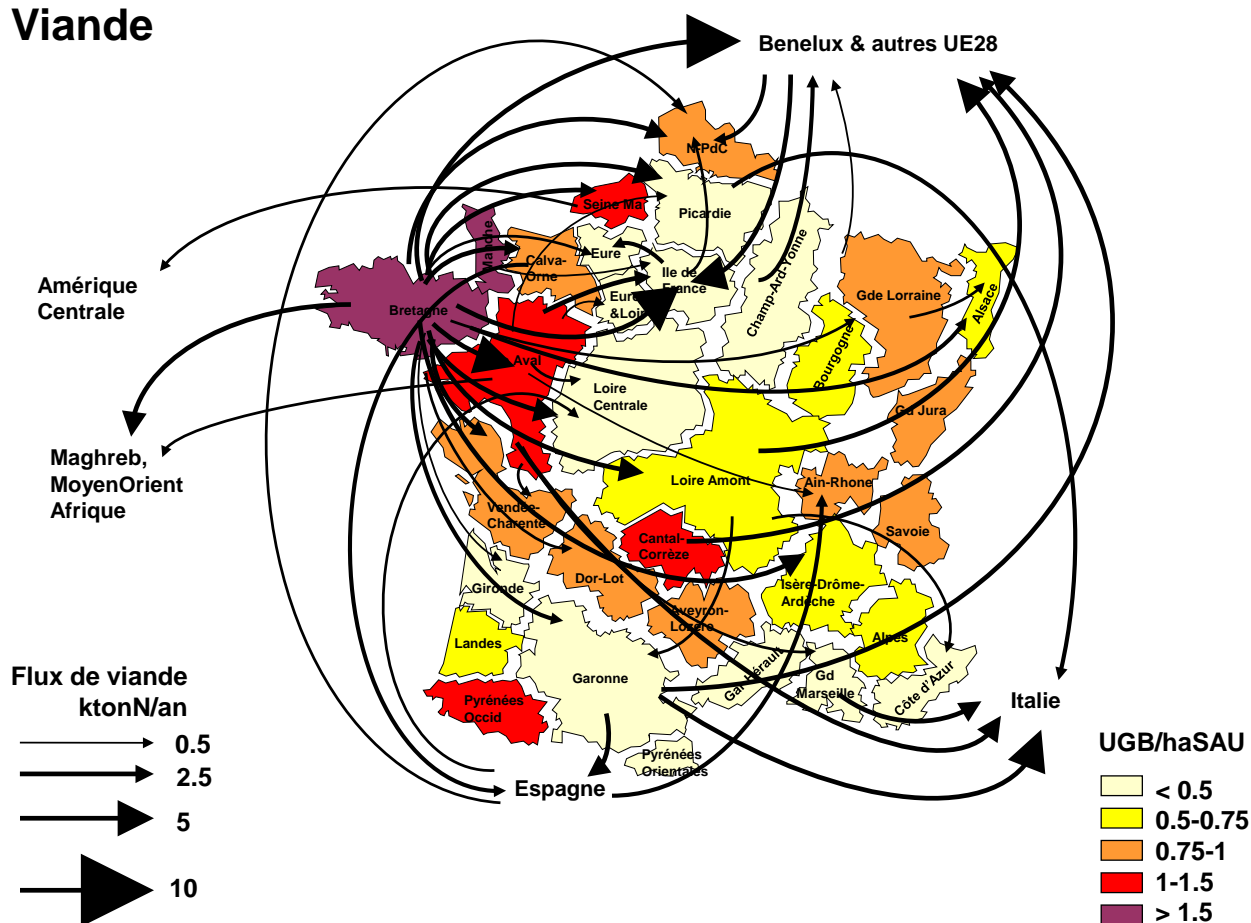


Figure 4. Principaux flux nets de viande échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux. En fond de carte est indiquée par un code couleur la densité du cheptel par unité de SAU totale de chaque région.

Si la France est exportatrice nette de produits laitiers (à raison de 23 ktonnesN/an pour une production de 115 ktonnesN/an), les flux d'échange entre territoires français dominent cependant nettement (Figure 5). La Bretagne et la Manche sont les plus gros pourvoyeurs des autres régions, tandis que l'Ile-de-France concentre vers elle des flux considérables issus à la fois du Grand Ouest, de l'Est et du Centre de la France.

Produits laitiers

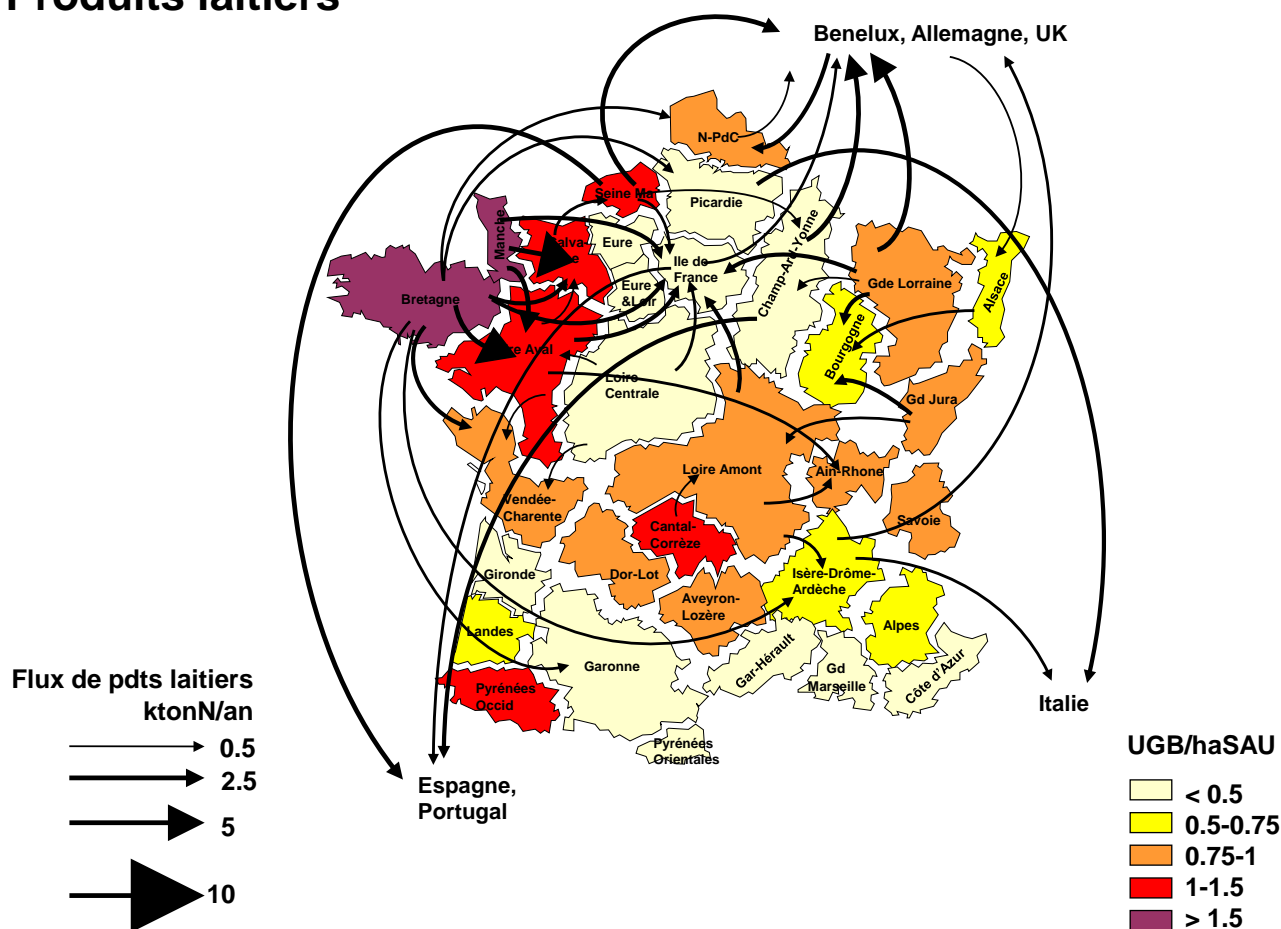


Figure 5. Principaux flux nets de produits laitiers échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux. En fond de carte est indiquée par un code couleur la densité du cheptel par unité de SAU totale de chaque région.

Les flux nets d'azote associés aux flux d'animaux vivants entre régions françaises sont faibles, et le sont encore davantage vers l'étranger. Le solde de ces derniers montre une exportation nette de 6,3 ktonnesN/an d'animaux vivants.

3.4 Les flux d'aliments pour animaux

La spécialisation territoriale de l'agriculture française donne lieu à des transferts importants de produits destinés à l'alimentation animale, tels que les tourteaux de colza ou de tournesol, depuis les régions de grande culture vers les régions d'élevage au sein du territoire national ou Européen (Figure 6). Les flux inter-régionaux (estimés ici à 156 ktonnesN/an) sont cependant bien plus faibles que les flux nets d'importation d'aliments pour bétail depuis l'étranger (284 ktonnesN/an), principalement du soja (en graine et en tourteaux) du Brésil et d'Argentine. Sans surprise, c'est la Bretagne et la Loire aval qui concentrent les plus gros flux d'importation d'aliments pour animaux, mais toutes les régions d'élevage sont concernées, de même que celles, comme l'Ile-de-France, qui abritent des industries de conditionnement d'aliments pour bétail.

Aliments pour animaux

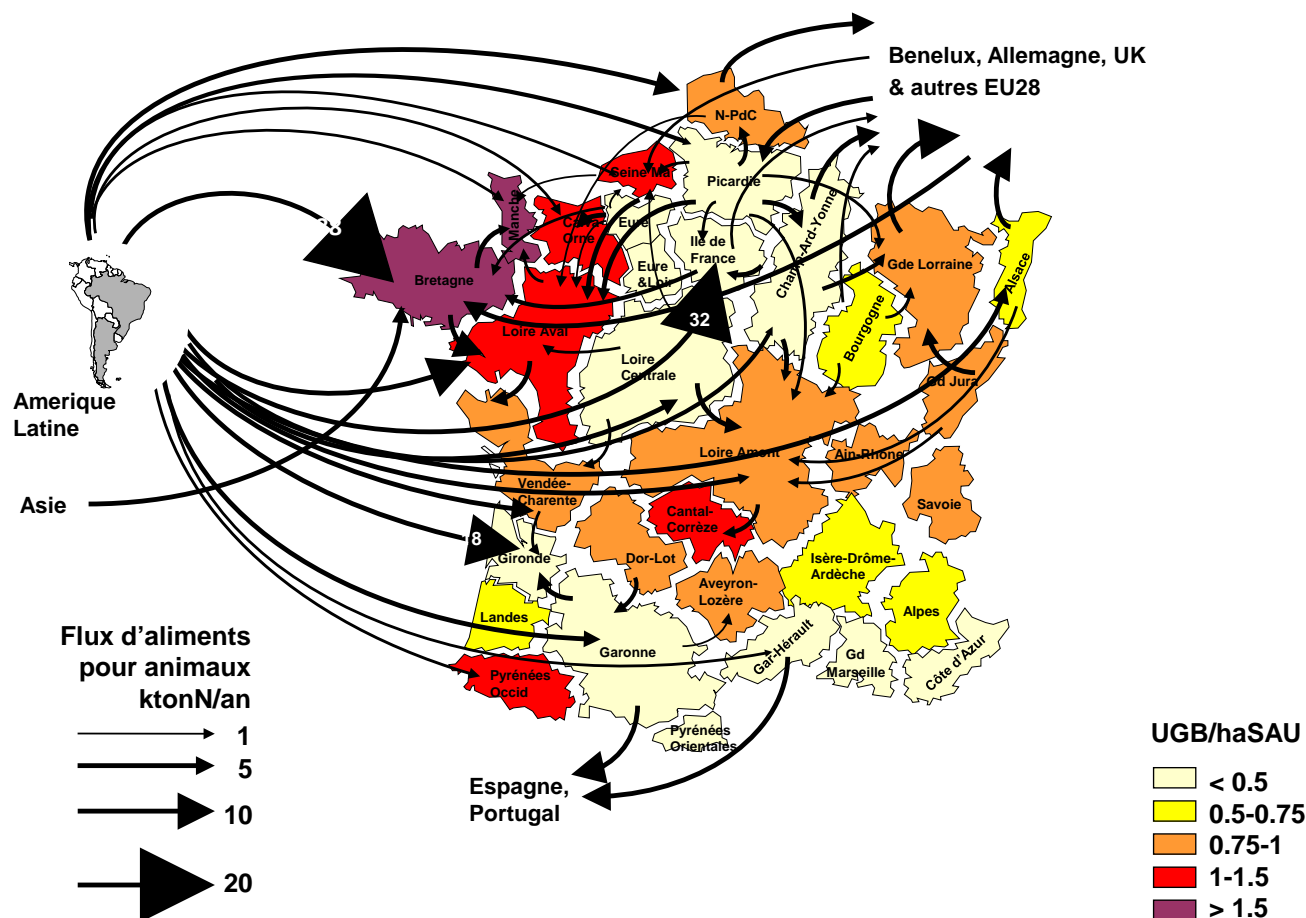


Figure 6. Principaux flux nets d'aliments pour animaux échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux. En fond de carte est indiquée par un code couleur la densité du cheptel par unité de SAU totale de chaque région.

3.5 Les fruits et légumes

Cette dernière catégorie regroupe un peu artificiellement des produits agricoles tels que la betterave, la pomme de terre, les légumes, dont les zones de production sur le territoire français sont surtout localisées dans le Nord, et les fruits, produits surtout dans le Sud et à l'étranger. Destinés essentiellement à la consommation humaine, les transferts de ces produits se concentrent vers les régions très peuplées, telles que l'Ile-de-France, la région Lyonnaise et le Grand Marseille (Figure 7). A l'échelle nationale le total des importations de fruits et légumes depuis l'étranger représente 22 ktonnesN/an, pour des exportations de 36 ktonnesN/an, soit un solde exportateur de 14 ktonnesN/an. Les productions légumières du nord de la France sont surtout exportées vers les pays du Maghreb, le Moyen Orient et l'Asie mineure, alors que les fruits produits au Sud de la France sont acheminés plutôt vers l'Italie.

Fruits et légumes

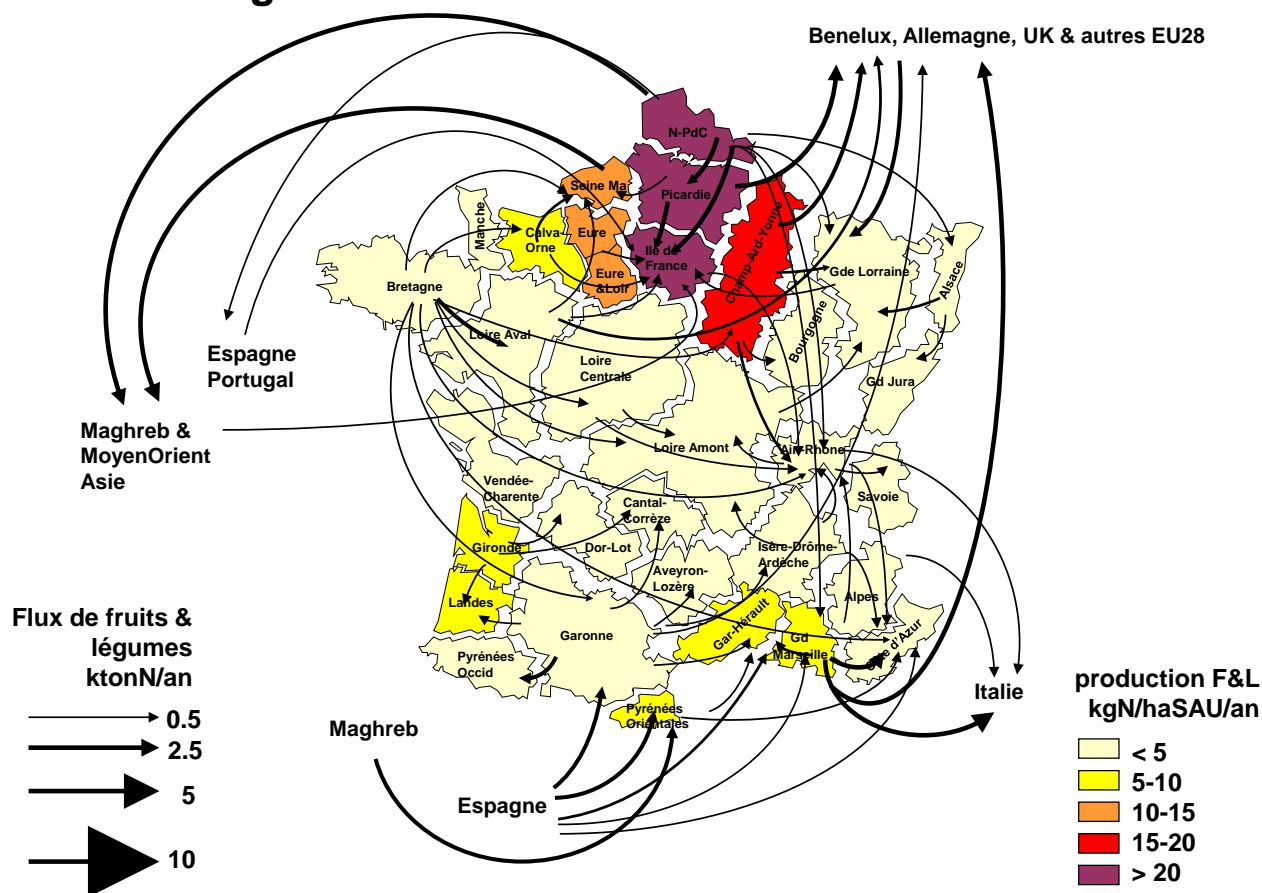


Figure 7. Principaux flux nets de fruits et légumes échangés entre territoires agricoles. L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux. En fond de carte est indiquée par un code couleur la production de fruits et légumes par unité de SAU totale de chaque territoire.

3.6 Flux totaux de protéines

La somme des flux d'azote associés aux différents produits agricoles fournit une image synthétique des échanges entre territoires et avec l'étranger. Globalement, la France apparaît comme exportatrice nette du point de vue de ses échanges de protéines avec l'étranger, important 284 ktonnesN/an d'aliments pour bétail et exportant 390 ktonnesN/an sous forme de céréales, de fruits et légumes et de produits animaux (Tableau 3). L'importation de graines et de tourteaux de soja du Brésil et d'Argentine constituent la plus grande partie des importations nettes de protéines, qui alimentent l'élevage dans toute la moitié Ouest du pays. Les exportations de protéines sont pour leur part largement dominées par les céréales à destination du Maghreb et de l'Asie Mineure, de l'Europe du Nord et de l'Europe méditerranéenne (Figure 8). On peut clairement distinguer dans le pays des territoires importateurs nets de protéines (territoires hétérotrophes, au sens de Billen et al., 2010), exportateurs nets (territoires autotrophes) ou équilibrés. Les territoires importateurs nets le sont soit à cause de leur spécialisation dans l'élevage (le Grand Ouest), soit à cause d'une concentration de population très importante (Ile-de-France, Région lyonnaise, Marseille-Côte d'Azur, Gironde). Parmi les territoires les plus autotrophes, on trouve ceux du bassin parisien et du bassin aquitain, ainsi que le Nord et l'Alsace.

Azote protéique total

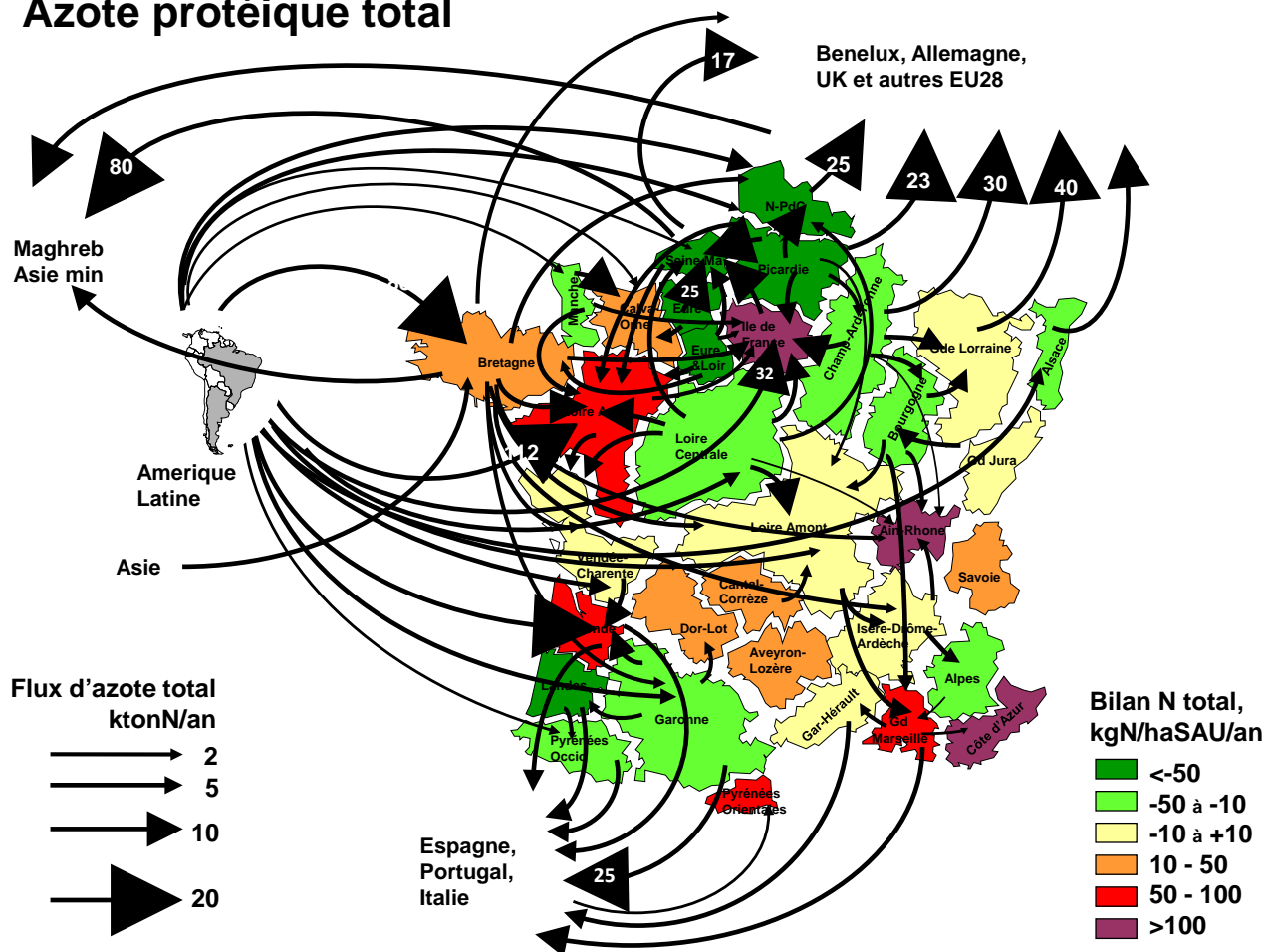


Figure 8. Principaux flux nets d'azote total contenu dans les denrées agricoles entre territoires agricoles. Sauf mention explicite, l'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux, mais seuls les flux supérieurs à 2 ktonnesN/an sont représentés. En fond de carte est indiqué par un code couleur le bilan des échanges nets d'azote alimentaire par unité de SAU totale de chaque région.

Tableau 3. Importations et exportations brutes, et solde net de protéines contenues dans les denrées alimentaires (en kton N/an) au niveau national en 2006.

Denrées agricoles	Importations brutes (ktonnesN/an)	Exportation brutes (ktonnesN/an)	Solde net (importation+, exportation-) (ktonnesN/an)
Céréales (hors maïs)	12,0	258,3	246,3
Maïs	3,8	88,4	84,4
Fruits et légumes	21,6	35,5	13,9
Aliments pour animaux	400,4	116,5	-283,8
Animaux vivants	0,7	7,0	6,3
Viande	52,3	68,5	16,2
Produits laitiers	38,5	61,6	23,1
Toutes denrées	529,6	636	106,4

4 Discussion

4.1 Potentialités et limites de la méthode

Si les données de la base SitraM ont déjà été exploitées pour calculer les flux de matériaux (Barles, 2014), les résultats présentés ici sont à notre connaissance les premiers issus de l'exploitation de cette base avec l'objectif de caractériser l'agriculture française. Leur croisement avec les statistiques annuelles de la production agricole ne va pas sans quelques difficultés méthodologiques qu'il convient de garder à l'esprit. Une première difficulté résulte de la différence des nomenclatures utilisées dans les deux bases de données, et qui oblige à des regroupements de produits et, par la suite, à la conversion en une unité commune sujette à des incertitudes dont l'ampleur, mesurée par l'intervalle de variation des teneurs en azote de chaque denrées est de l'ordre de 20% (Tableau 1). La base SitraM elle-même n'est pas exempte de biais; ses données proviennent de sources diverses selon le mode de transport, dont la plus importante, celle relative au transport routier, repose sur des enquêtes non exhaustives à partir desquelles l'extrapolation est parfois incertaine. Les fluctuations du prix des denrées agricoles peuvent aussi induire un découplage entre production et transport du fait des stockages intermédiaires, surtout à l'échelle internationale. Pour des produits comme les céréales, la capacité de stockage est en effet considérable; rien que dans les infrastructures portuaires, elle atteint 3 150 000 tonnes (www.haropaports.com), soit 5% de la production annuelle nationale.

Malgré ces difficultés, le calcul des flux nets d'échange de produits agricoles entre régions françaises et avec l'étranger offre une image d'ensemble très cohérente du fonctionnement du système agro-alimentaire national et de sa spécialisation territoriale.

4.2 Grands zonages géographiques de la France

L'examen des cartes de flux commerciaux de produits agricoles entre régions permet d'individualiser 5 grands ensembles de territoires du point de vue de l'ampleur et de la destination des échanges qui y prennent place

Ainsi, un grand quart Nord-Ouest de la France, couvrant le bassin parisien, le Nord-Pas de Calais, la Bretagne et les Pays de Loire, est clairement le siège de la plus grande partie des échanges nationaux et internationaux. 60% des échanges recensés y ont lieu, dont 49% entre régions et 51% avec l'étranger. Cet espace avait déjà été identifié par Billen et al. (2011) comme l'aire principale d'approvisionnement de l'agglomération parisienne, fournissant 70% des denrées consommées en Ile-de-France. Il est constituée de deux sous-ensembles territoriaux aux orientations productives diamétralement opposées : l'un de grande culture centré sur le bassin parisien, et l'autre spécialisé en élevage comprenant la Bretagne, la Loire aval et la Manche. Si cette spécialisation donne lieu à des flux d'échanges importants entre ces deux sous-ensembles, il n'en demeure pas moins que les flux internationaux prennent une part tout à fait dominante dans leurs fonctionnements respectifs. Les exportations de céréales du bassin parisien, vers le Maghreb, l'Asie Mineure, et l'Europe du Nord dépassent très largement les transferts vers le Grand Ouest. ; de même les importations d'aliments pour bétail en provenance d'Amérique latine vers les zones d'élevage sont sans commune mesure avec les flux de produits fourragers issus des zones de grande culture du bassin parisien vers ces mêmes zones. Même si la viande et le lait produits dans le Grand Ouest sont principalement destinés à un marché national, la logique de développement des deux zones n'est clairement pas basée sur leurs complémentarités potentielles, mais plutôt sur une intégration centrifuge vers les marchés internationaux.

Le Nord Est de la France (Alsace, Grande Lorraine, Bourgogne, Jura et dans une moindre mesure Champagne-Ardenne-Yonne) semble se distinguer quelque peu de ce grand ensemble bi-polaire très actif du Nord-Ouest. Ici les exportations sont surtout tournées vers l'Europe du Nord. Le port fluvial de Metz y joue un grand rôle. Le maïs occupe une place importante dans les cultures d'exportation. L'élevage, pourtant bien développé, y dépend beaucoup moins d'importations lointaines d'aliments pour bétail que dans les régions du Grand Ouest.

La vallée du Rhône structure nettement les échanges agricoles des régions d'un petit quart Sud-Est de la France. Lyon et Marseille, mais aussi la Côte d'Azur, constituent des centres de consommation alimentaire importants, approvisionnés par des origines très diverses, mais où dominent les territoires limitrophes du Sud-Est (45% des importations vers Ain-Rhône, Grand Marseille et Côte d'Azur) par rapport aux importations des autres départements français ou d'Espagne et du Maghreb). Les rares exportations internationales à partir de cet ensemble territorial (maïs, viande, aliments pour animaux) sont principalement à destination de l'Espagne ou de l'Italie.

Enfin le Sud-Ouest, de la Vendée-Charente à la Garonne, est caractérisé par des échanges mutuels importants, mais aussi par un commerce international actif, où dominent les exportations de maïs et de viande vers la péninsule ibérique. Les importations de soja sud-américain y sont également très importantes.

A l'écart des flux commerciaux dominants, les régions du Massif Central échangent assez peu avec leur voisines.

4.3 La mobilité des denrées agricoles et la cascade de l'azote

L'intérêt de l'approche biogéochimique de la chaîne agro-alimentaire, dans laquelle le fonctionnement du système est traduit en flux d'azote, réside dans la possibilité de faire le lien entre sa fonction productrice d'aliments (protéines) et les pertes environnementales auxquelles elle donne lieu. Ces dernières alimentent une cascade de transferts et de transformations qui contaminent gravement l'hydrosphère, l'atmosphère et la pédosphère (Galloway et al., 2003; Sutton et al., 2011). La grande mobilité de l'azote dans l'environnement, liée à la fois à la solubilité des nitrates dans l'eau et à l'existence des formes gazeuses que sont l'ammoniac et les oxydes d'azote, explique l'importance et l'ubiquité des effets induits par les fuites agricoles. Notre analyse révèle en outre l'ampleur d'une mobilité d'une autre nature, liée au transport commercial de denrées agricoles. Les flux d'azote sous forme de produits agricoles transportés entre territoires (c'est-à-dire à plus d'une centaine de km de leur lieu de production) et avec l'étranger représentent 1.6 fois la production agricole totale. Le rapport des flux d'échanges à la production agricole locale varie selon les régions de 0.7 (Aveyron-Lozère) à plus de 3 (Seine Maritime, Ile-de-France, Grand Marseille, Gironde). L'ouverture du cycle de l'azote associé à l'activité agricole n'est donc pas seulement une affaire de pratiques agricoles, c'est aussi la conséquence d'un système agro-alimentaire spatialement très spécialisé et très tourné vers le commerce à longue distance, sans recherche de complémentarités fonctionnelles entre territoires proches, qui permettrait de mieux assurer le bouclage du cycle de l'azote. Le cas de la France montre que la spécialisation de la production agricole et les interdépendances observées au niveau global entre les différentes parties du monde (Billen et al., 2014a) se retrouvent à l'échelle des territoires français.

Le bassin de la Seine, très spécialisé en céréaliculture d'exportation, fait partie, avec le Nord-Pas-de-Calais et le Grand Ouest, tournés essentiellement vers les productions animales, d'un grand ensemble qui concentre la plus grande partie des flux nationaux et internationaux de denrées agricoles.

5 Références

Bai, Z. H., Ma, L., Qin, W., Chen, Q., Oenema, O., and Zhang, F. S. (2014). Changes in Pig Production in China and Their Effects on Nitrogen and Phosphorus Use and Losses. *Environmental Science & Technology* 48, 12742.

Barles S, 2014. L'écologie territoriale et les enjeux de la dématérialisation des sociétés : l'apport de l'analyse des flux de matières , *Développement durable et territoires [En ligne]*, vol. 5, n°1 | Février 2014, mis en ligne le 04 février 2014, consulté le 08 décembre 2014. URL : <http://developpementdurable.revues.org/10090> ; DOI: 10.4000/developpementdurable.10090

Billen G, Beusen A, Bouwman L, Garnier J, 2010.. Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: Past, present, and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, GB0A11, doi:10.1029/2009GB003702.

Billen G, Barles S, Chatzimpiros P, Garnier J, 2011. 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 Changes* 12 : 325-336.

Billen G, Garnier J, Lassaletta L, 2013a. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling N transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transaction of the Royal Society. B* 2013, 368, 20130123, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>

Billen G, Garnier J, Benoît M, Anglade J, 2013b. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cahiers Agricultures* 22 : 272-81. doi : 10.1684/agr.2013.0640

Billen G, Lasseletta 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* 3: 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003i>.

Billen, G., Lasseletta, L., and Garnier, J. 2015. A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Environmental Research Letters* 10, 025001. Burke M, Oleson K, McCullough E, Gaskell J, 2009. A global model tracking water, nitrogen, and land inputs and virtual transfers from industrialized meat production and trade. *Environmental Modeling and Assessment*. 14:179–193

Caro, D., LoPresti, A., Davis, S. J., Bastianoni, S., and Caldeiram, K. (2014). CH 4 and N 2 O emissions embodied in international trade of meat. *Environmental Research Letters* 9, 114005.

Desriers M, 2007. L'agriculture française depuis cinquante ans : des petites exploitations familiales aux droits à paiement unique. In *L'agriculture, nouveaux défis – INSEE*.

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ, 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53:341–356

Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai ZC, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA, 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320:889–892

Lasseletta L, Billen G, Grizzetti B, Garnier J, Leach AM, Galloway J.M, 2014a. Food and feed as a driver in the global nitrogen cycle : 50-year trends. *Biogeochemistry* 118 : 225-241.

Lasseletta L, Billen G, Romero E, Garnier J, Aguilera E, 2014b. How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961–2009). *Regional Environmental Change* 14, 785.

Lasseletta L, Aguilera E, Sanz-Cobena A, Pardo G, Billen G, Garnier J, Grizzetti B, 2014c. Leakage of nitrous oxide emissions within the Spanish agro-food system in 1961–2009. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. Doi: 10.1007/s11027-014-9569-0

MacDonald, G. K., Brauman, K. A., Sun, S., Carlson, K. M., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., and West, P. C. 2015. Rethinking Agricultural Trade Relationships in an Era of Globalization. *BioScience*. doi:10.1093/biosci/biu225

Naylor R, Steinfeld H, Falcon W, Galloway J, Smil V, Bradford E, Alder J, Mooney H, 2005. Losing the links between livestock and land. *Science* 310:1621–1622

Secrétariat d'état à la Santé, 2012. Abandons de captages utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, bilan Direction Générale de la Santé, Sous-direction de la prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation - Février 2012 <http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/bil0212.pdf>

Silvestre M, Billen G, Garnier J, 2012. Evaluation de la provenance des marchandises consommées par un territoire: Amstram, une application de webmapping basée sur les statistiques de transport et de production. Conférence Interdisciplinaire sur l'Ecologie Industrielle et Territoriale, 17 – 18 octobre 2012, Troyes, France. 9pp.

Sutton M, Howard C, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B, 2011. *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press. 601 pp. 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.

Analyse de territoires à enjeux eau avec les acteurs grâce à un nouvel outil¹

Aude Arrighi¹, Amandine Durpoix¹, Fabienne Barataud^{1*}

¹ UR 055 INRA ASTER, Mirecourt

* *fabienne.barataud@mirecourt.inra.fr*

Sommaire

1	L'animation sur un territoire à enjeu eau : une mission fondamentale mais difficile	215
2	Construction de l'outil d'analyse du territoire	216
3	Déroulement d'un entretien individuel.....	219
4	Test de l'outil sur 5 AAC de Seine-Normandie.....	220
5	Retour d'expérience : résultats sur l'ensemble des AAC.....	224
6	Retour d'expérience : résultats sur chaque AAC	225
7	Retour d'expérience : acteurs locaux et extérieurs ... une sensibilité différente ?.....	230
8	Retour d'expérience : le partage des visions ... un défi	232
9	Conclusion : Vers la création d'un outil de médiation territoriale	233

1 L'animation sur un territoire à enjeu eau : une mission fondamentale mais difficile

En France, l'eau provient de 34000 ouvrages² de prélèvements répartis sur le territoire national dont un certain nombre doit faire face à des problématiques de pollution. Malgré une stabilisation constatée ces dix dernières années pour les nitrates dans les cours d'eau, la situation dans les eaux souterraines reste marquée par une dégradation lente mais continue. De plus, la contamination des eaux au regard des pesticides se confirme d'année en année³.

Suite à ces constats, la réglementation a fortement évolué pour renforcer les démarches de protection de la ressource. C'est notamment le cas du Grenelle de l'environnement en 2009 qui vise à concentrer les efforts de lutte contre les pollutions diffuses sur 500 Aires d'Alimentation de Captage (AAC) de l'ensemble du

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Arrighi A., Durpoix A., Barataud F., (2016) – *Analyse de territoires à enjeux eau avec les acteurs grâce à un nouvel outil*. Dans « *Quelle agriculture pour demain ?* », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

² Barataud F., Durpoix A., Mignolet C.. 2013. Captages Grenelle : au-delà de la diversité, quels caractères structurants pour guider l'action ? ONEMA

³ Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, 2010. L'environnement en France. Rapport, 138p

territoire national. Une extension à 500 autres captages prioritaires a été annoncée fin 2013. Ces AAC ont un rôle de site pilote dans une optique de gestion concertée de la ressource et donc d'établissement d'un dialogue entre l'ensemble des acteurs : institutions, gestionnaires et profession agricole.

Pour parvenir aux objectifs de préservation de la ressource en eau, un des défis est la construction d'une vision partagée entre acteurs de ces territoires. L'objectif de l'étude menée sur 5 cinq AAC pendant six mois était donc de construire et de tester un outil original d'enquête et d'analyse des territoires. Cet outil se présente sous la forme d'un jeu de cartes qui offre la possibilité à tous les acteurs de s'exprimer sur leur captage. Il s'agissait ainsi de recueillir leur perception de leur captage au regard de la problématique de préservation de la ressource en eau et d'identifier les critères qui leur paraissaient être pertinent pour le caractériser.

L'instauration du dialogue donne l'opportunité de mieux comprendre les acteurs et leurs territoires et de faire émerger les différentes visions portées sur un captage, de les confronter. La prise en compte des enjeux et approches de chacun autour d'une même problématique peut faire évoluer la perception de la question de l'eau sur un territoire et permettre aux acteurs d'intégrer des préoccupations qui sont *a priori* extérieures aux leurs. Le pari est fait qu'il devient alors possible d'impliquer les acteurs dans l'objectif de préservation de la ressource et de construire une définition commune du territoire, de ses enjeux, et des actions à mener.

2 Construction de l'outil d'analyse du territoire

L'outil construit est composé de 24 cartes numérotées portant des pictogrammes. Les cartes proposées balayent une large gamme de critères pouvant être regroupés en trois grands ensembles : caractéristiques biophysiques et structurelles de l'AAC, caractérisation du territoire, acteurs et démarche.

Comme l'indique la figure 1, chaque carte est le support d'une ou plusieurs interrogations, thématiques, points sensibles à discuter avec l'enquêté qui doit retenir parmi l'ensemble des cartes proposées deux fois trois cartes permettant à ses yeux de dresser le portrait type de son territoire, d'en faire ressortir les points clés.



Figure 1 – Exemple d'interrogations portées par deux cartes

Les pictogrammes sont volontairement neutres afin de n'être qu'une accroche pour la discussion sans pour autant en orienter le contenu. Les cartes peuvent donc être interprétées de façons très différentes selon les individus (figure 2) ; c'est pourquoi il est important d'être certes attentif au choix de la carte mais surtout à la justification qui est faite de ce choix.

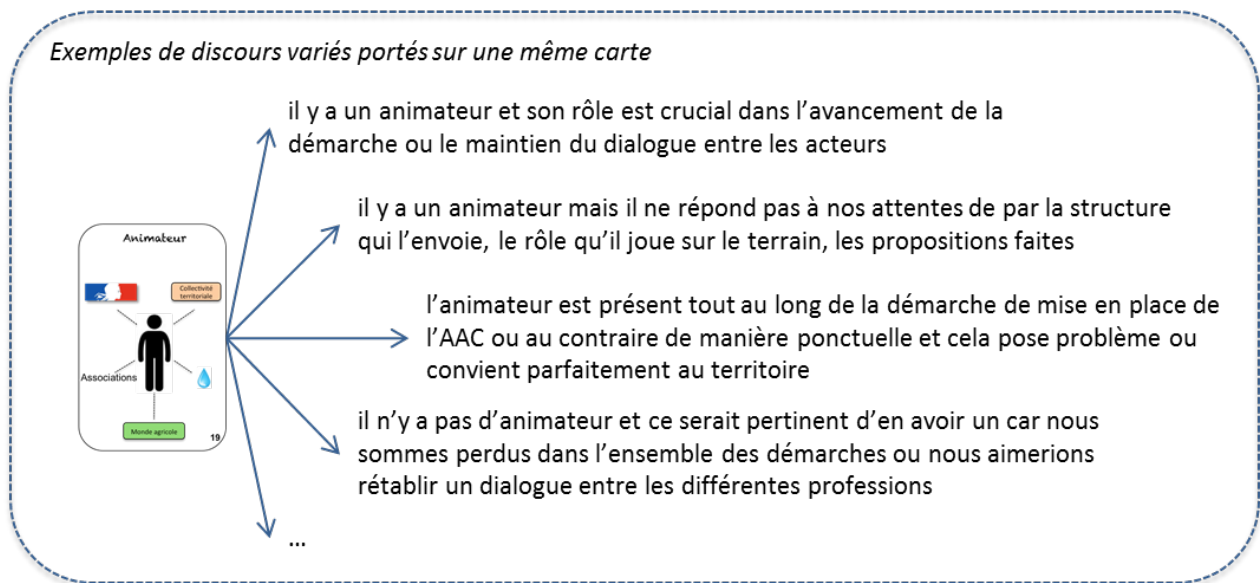


Figure 2 - Exemples de discours variés portés sur une même carte

Quatre cartes blanches complètent l'ensemble en offrant la possibilité aux enquêtés d'ajouter des notions qui n'apparaîtraient pas dans les cartes déjà existantes.

Le jeu complet est présenté à l'enquêté dans la même configuration que la figure 3.

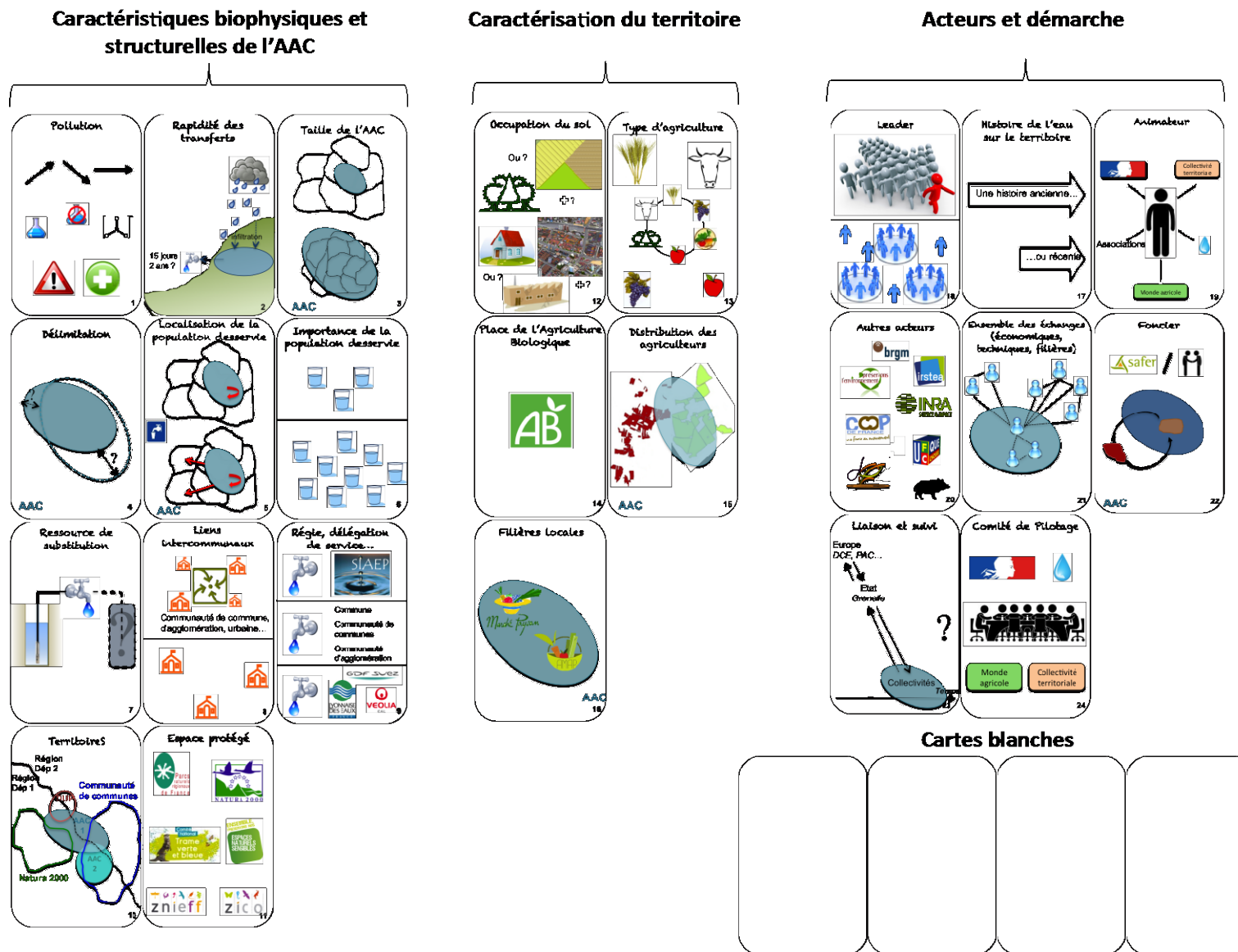


Figure 3 - Le jeu de cartes tel que présenté à l'enquête

Les acteurs y sont regroupés par catégorie socio-professionnelle (les institutions -services de l'état, organismes publics, agences de l'eau-, le gestionnaire c'est-à-dire le maître d'ouvrage -mairie, syndicat d'eau...-, le monde agricole -chambres d'agriculture, agriculteurs, coopératives, négoce-, et une catégorie « autre » -Assistance à Maîtrise d'Ouvrage, associations, mairies n'étant pas Maître d'Ouvrage mais incluses dans l'AAC-)

4 Test de l'outil sur 5 AAC de Seine-Normandie

Cinq territoires tests ont été retenus sur la base des informations et des résultats issus du travail d'enquête et de typologie réalisé au cours des deux années précédentes (Barataud et al., 2013). Les cinq territoires sur lequel l'outil cartes a été testé sont ainsi des territoires appartenant à chacun des cinq clusters qui avaient alors été identifiés : ces territoires présentent donc des caractéristiques variés mais ils se trouvent dans le même temps dans une aire géographique suffisamment restreinte pour permettre l'organisation du travail d'enquête et pour rencontrer des acteurs éventuellement engagés sur plusieurs de ces territoires. Il s'agit des aires d'Amilly, de Courtenay, de Douchy de Rachecourt sur Marne, et de Villemer. Localisées figure 5, leurs principales caractéristiques sont rappelées figure 6.

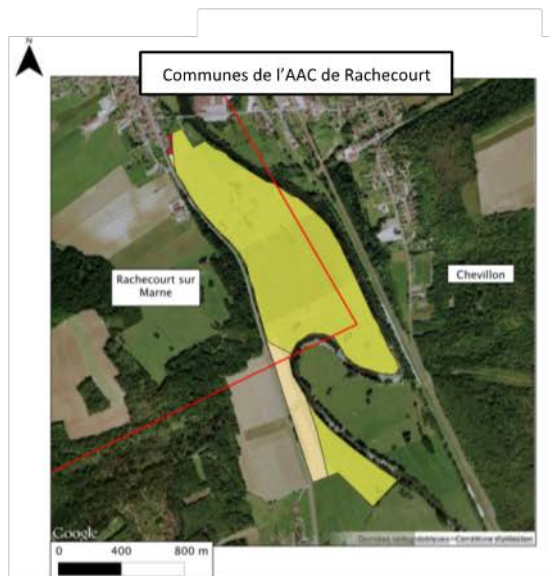


Figure 5 - Localisation des 5 AAC enquêtées

57 enquêtes ont été menées sur l'ensemble de ces cinq AAC :

- les membres des CoPil investis dans la démarche Grenelle: les institutions (services de l'Etat et services publics), les maîtres d'ouvrage, les représentants du monde agricole (chambre d'agriculture, agriculteurs, associations d'agriculteurs) ainsi que l'animatrice des trois captages situés dans la région Centre et un assistant à maîtrise d'ouvrage ;

- les acteurs absents ou peu représentés dans les CoPil et pourtant qui portent aussi des enjeux et une vision du territoire et qui peuvent jouer un rôle dans la démarche en cours. Ainsi, les agriculteurs et certains organismes (Fédération du Bio, mairies non maîtres d'ouvrage...), lorsqu'ils étaient absents des CoPil, ont été identifiés sur les conseils d'autres enquêtés. L'échantillon d'agriculteurs ne se veut pas exhaustif, ni représentatif de l'ensemble de la profession agricole.



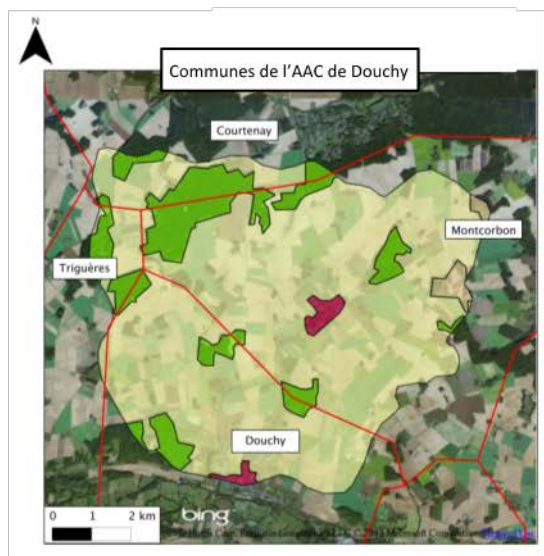
Forage de Rachecourt sur Marne – La Prairie

Surface AAC : 46 ha
 Région : Champagne Ardenne
 Département : Haute Marne
 Nombre de communes concernées : 2
 Maitre d’ouvrage : mairie
 Animateur : non
 Avancement de la démarche : limites actées, DTPA fait,
 Pollution : nitrates
 Population desservie : 800 personnes



Source de la Bougis

Surface AAC : 3500 ha
 Régions/Départements : Centre/Loiret, Bourgogne/Yonne
 Nombre de communes concernées : 4
 Maitre d’ouvrage : mairie
 Animateur : oui
 Avancement de la démarche : limites contestées, DTPA en cours
 Pollution : nitrates et phytosanitaires
 Population desservie : 4000 personnes



Source de la Metairie

Surface AAC : 3800 ha
 Région/Département : Centre/Loiret
 Nombre de communes concernées : 4
 Maitre d’ouvrage : SIAEP
 Animateur : oui
 Avancement de la démarche : limites actées, DTPA fait, plan d’action fait
 Pollution : nitrates et phytosanitaires
 Population desservie : 1500 personnes

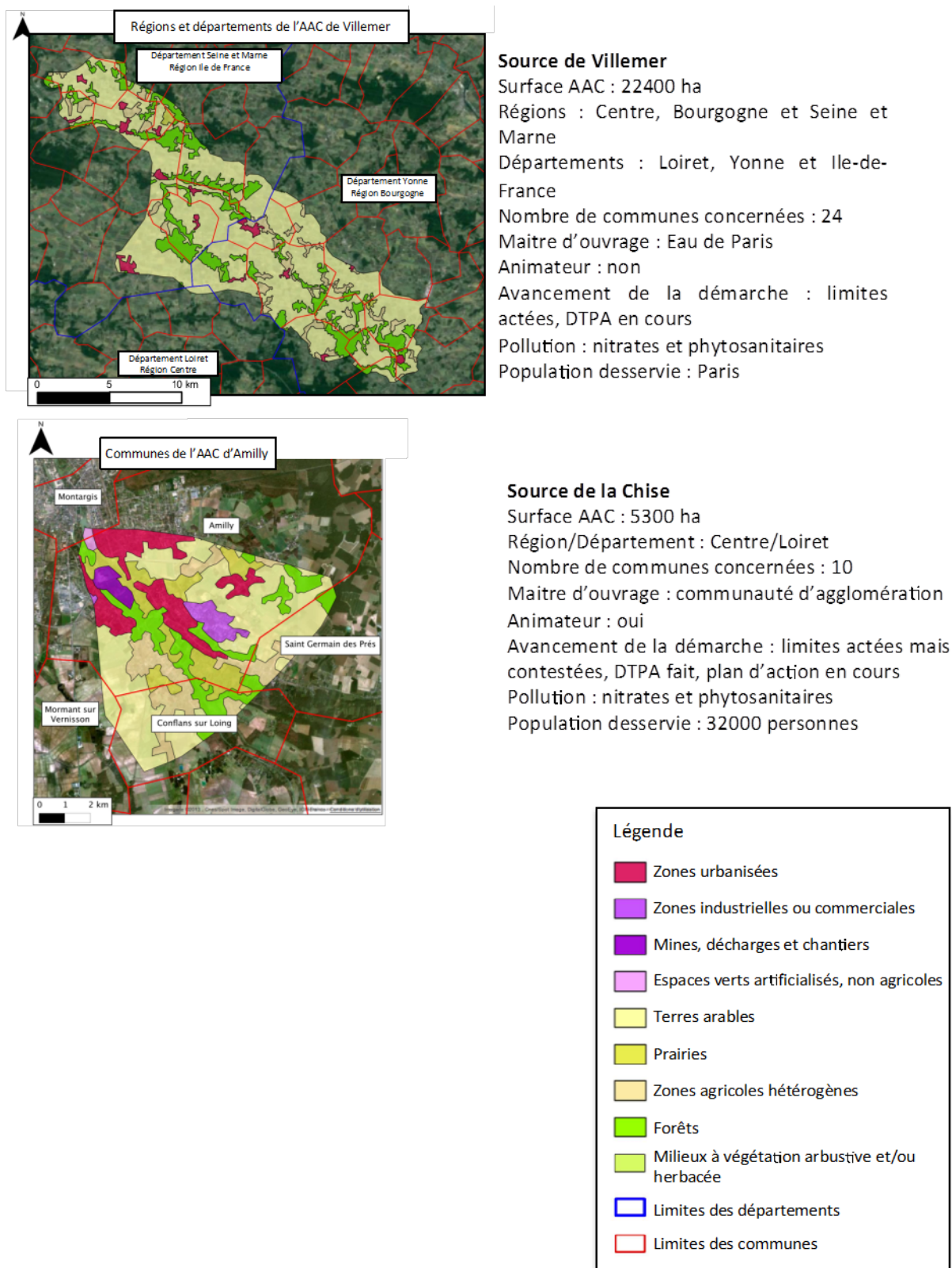


Figure 6 - Principales caractéristiques des 5 AAC enquêtées

5 Retour d'expérience : résultats sur l'ensemble des AAC

Les résultats sont de trois types :

- L'outil en lui-même : ce que les enquêtés en ont pensé
- Le traitement quantitatif : le tirage des cartes
- Le traitement qualitatif : l'analyse de ce qui a été dit pour justifier le choix de chaque carte. Chaque carte pouvant porter des discours antagonistes, il est important de faire un travail complémentaire d'analyse des justifications.

Le jeu de cartes a été très majoritairement bien accueilli, les acteurs ayant souligné une approche innovante et ludique leur permettant de s'exprimer librement. Le format de l'enquête donne la possibilité aux enquêtés de prendre en main l'entretien et de se questionner sur leur captage. Les enquêtés s'accordent sur le fait que le choix dans un premier temps de trois cartes, puis de trois autres cartes par la suite impose de faire un travail de sélection permettant de ne faire émerger que les thématiques essentielles.

Les premières cartes piochées sont souvent très proches du territoire de l'AAC. Les trois suivantes permettent de compléter le discours et souvent de prendre plus de distance par rapport à la caractérisation pure de l'AAC. Si de manière générale, les six cartes suffisent aux enquêtés pour décrire leur territoire selon eux, certains souhaiteraient en choisir d'avantage et d'autres, au contraire, ont du mal à choisir la dernière carte : utiliser plus de cartes ne permettrait sans doute pas de faire ressortir plus de point clés.

5.1 Traitement quantitatif des résultats

Chaque carte a été prise au moins une fois sur l'ensemble des enquêtes : toutes ces cartes peuvent donc potentiellement jouer un rôle dans la description d'une AAC (figure 7).

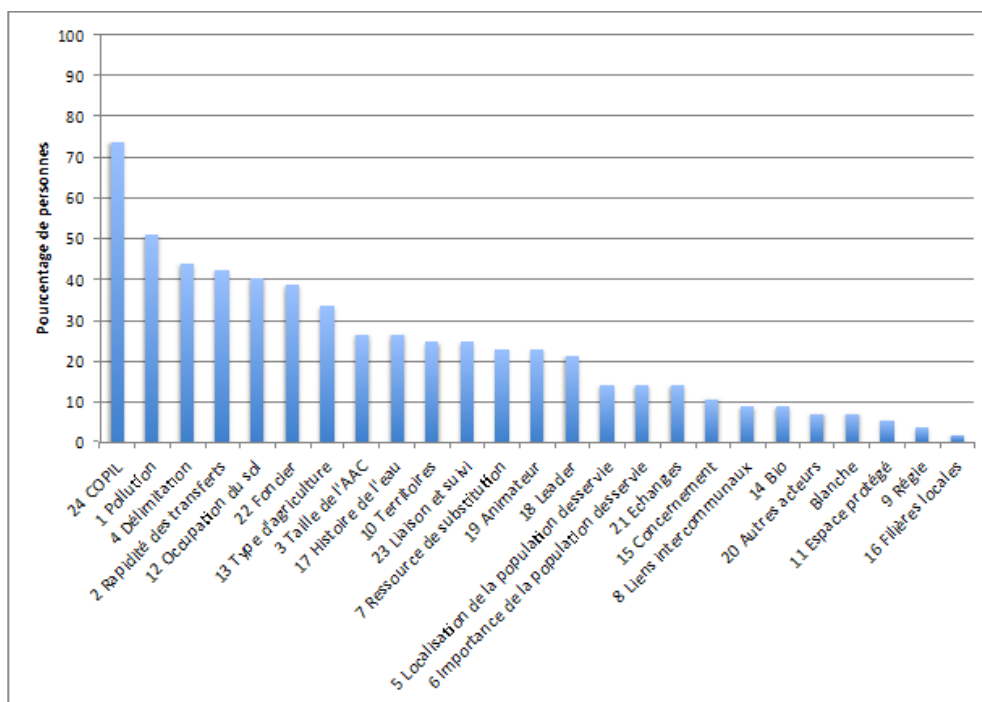


Figure 7 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'ensemble des AAC enquêtées

La carte CoPil a une place particulière (choisie par 73% des acteurs). Cette thématique (constitution du CoPil, représentativité de ses membres, rôle de chacun en son sein...) est souvent abordée par les enquêtés car constitutive de la démarche Grenelle.

Mais ce profil obtenu sur l'ensemble des enquêtes donne une vision « lissée » des cinq AAC, gommant leurs singularités. Nous allons donc revenir maintenant sur les traitements des résultats AAC par AAC.

6 Retour d'expérience : résultats sur chaque AAC

6.1 AAC de Villemer

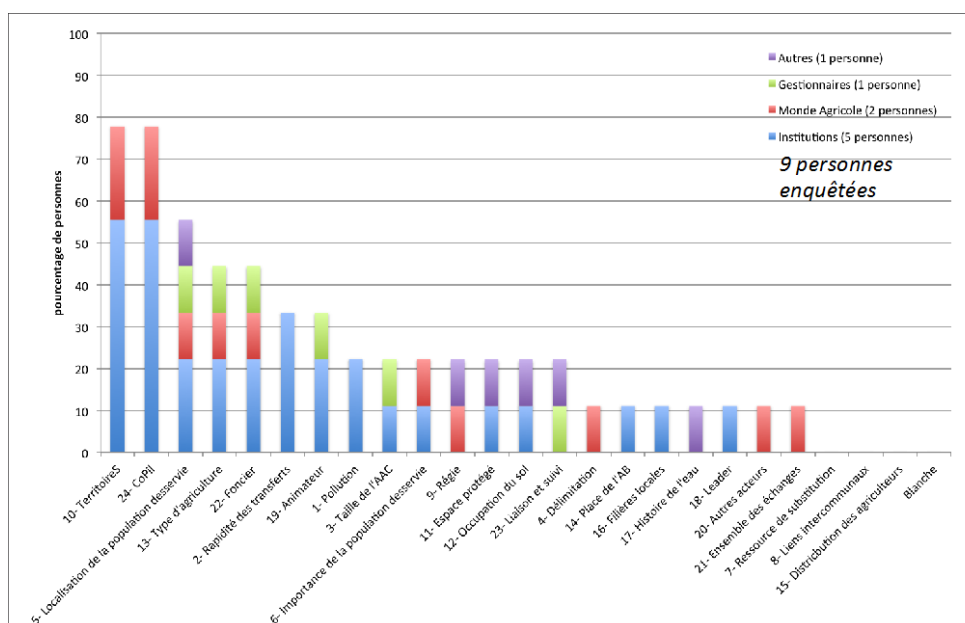


Figure 8 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'AAC de Villemer

Comme le montre la figure 8, deux thèmes ressortent en premier (cités par 78% des enquêtés) : i) la superposition des territoires et ii) le CoPil.

L'AAC de Villemer est à cheval sur trois départements, trois régions et deux autres AAC (non Grenelle). Cette situation est perçue comme une contrainte : multiplicité des acteurs au CoPil, orientations et ambitions parfois divergentes entre les régions et/ou départements, hétérogénéité des mesures proposées, lourdeurs administratives...

La particularité de ce CoPil réside dans son maître d'ouvrage : Eau de Paris. Point fort pour certains, ou de mécontentement pour d'autres, le poids et l'envergure de ce maître d'ouvrage sont soulignés par les enquêtés. La puissance humaine et financière d'Eau de Paris donne à certains l'impression de se voir imposer une direction par un maître d'ouvrage déterminé. Autre élément marquant de ce CoPil : l'absence des agriculteurs autour de la table, Eau de Paris ayant fait le choix de ne communiquer auprès du monde agricole qu'après avoir réalisé le diagnostic des pressions. Ce diagnostic aura la forme d'une prospection pour le développement d'un projet d'agroforesterie sur la zone.

Le tirage de la carte « localisation de la population desservie » traduit le fait que le captage de Villemer participe à l'alimentation de Paris ce qui en fait une ressource stratégique. Le fait que le champ captant soit en Seine et Marne et alimente la capitale donne le sentiment à certains que l'eau du département est « volée », détournée au profit d'une population éloignée : il faudrait donc fournir localement des efforts (notamment pour l'agriculture intensive céréalière de la zone) pour des consommateurs éloignés.

L'émergence des thématiques relatives au type d'agriculture et au foncier (tirées par 44% des enquêtés chacune) est liée à la stratégie d'Eau de Paris sur son territoire, à savoir le développement de l'agroforesterie et de l'Agriculture Biologique (AB), ainsi que l'achat de terres pour y établir des baux environnementaux.

6.2 AAC d'Amilly

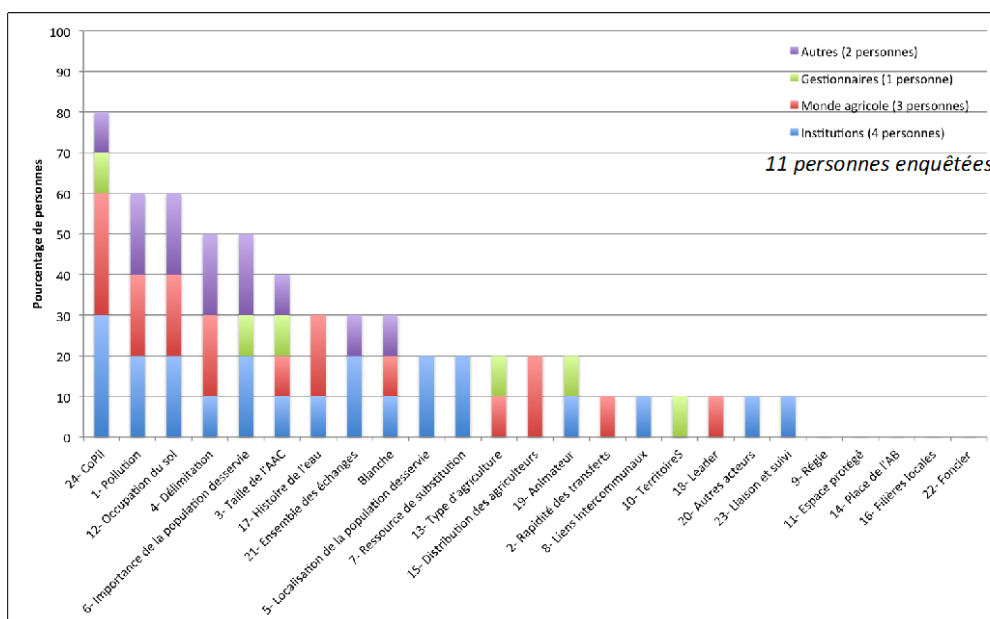


Figure 9 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'AAC d'Amilly

La thématique du CoPil ressort de manière importante (80% des personnes interrogées) : figure 9. Cela est relatif au fait que ce territoire a été marqué par une association tardive du monde agricole aux réunions, créant un climat de tension et de suspicion chez les agriculteurs. Désireux de défendre leurs intérêts, ces derniers ont fondé une association qui a remis en cause la délimitation de l'hydrogéologue en demandant une contre-expertise (d'où la carte délimitation massivement tirée).

Les thématiques pollution (60%) et occupation du sol (60%) vont de pair et permettent de comprendre une des spécificités de ce territoire : l'AAC englobe à la fois des zones agricoles, des zones urbaines avec la ville d'Amilly et l'agglomération de Montargis, ainsi que des zones industrielles et un grand axe routier (N7). Les pollutions qui en résultent sont multiples et les acteurs locaux soulignent l'importance de prendre en compte ces autres sources de pollution.

6.3 AAC de Douchy

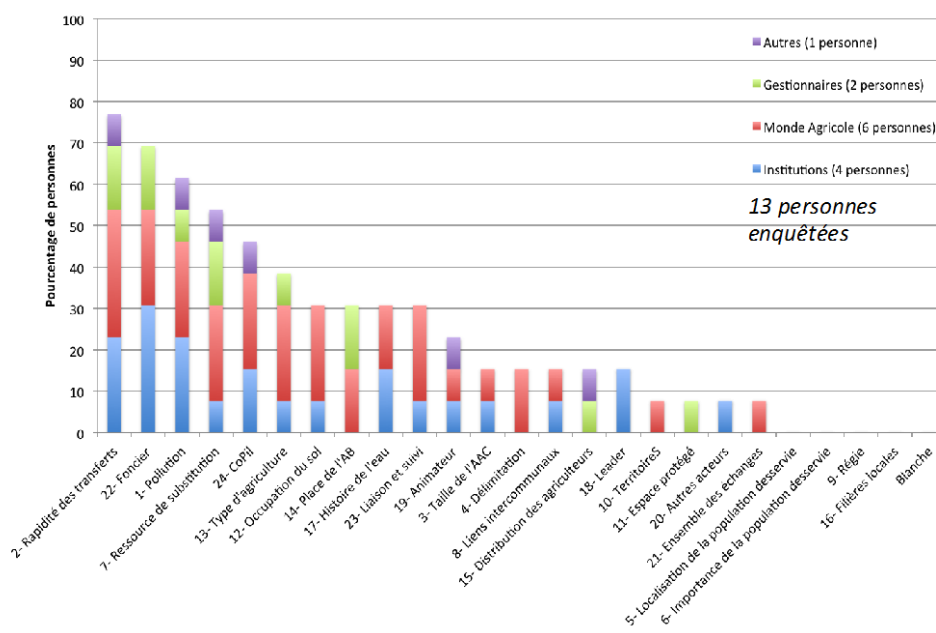


Figure 10 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'AAC de Douchy

La thématique qui ressort en premier est la rapidité des transferts (77% des enquêtés) : figure 10. Cela s'explique par la présence de rus sur-créusés dans lesquels se déversent les eaux de drainage (recoupement avec la carte « type d'agriculture »), favorisant les infiltrations et donc les transferts de pollution vers les eaux souterraines.

La thématique du foncier (69%) ressort également des échanges de parcelles étant en cours afin de permettre la construction de bassins de rétention des eaux de drainage.

Certains sont sceptiques quant à l'efficacité du dispositif, d'autres y voient la possibilité, en cas de succès, de prendre ce territoire à titre d'exemple.

La problématique de la protection du captage est assez ancienne à Douchy : des actions ont été menées depuis 1992, notamment par la chambre d'agriculture. Cela se retrouve à travers les cartes pollution (62%) et CoPil (46%). En effet, ce captage a été marqué par des pics de nitrates à 220mg/l il y a 20 ans, engageant les acteurs locaux vers des actions de protection de l'eau. De plus, quatre agriculteurs présents sur l'aire font partie du syndicat d'eau de Douchy (maître d'ouvrage). Leur implication dans le syndicat a naturellement conduit à ce qu'ils soient présents dans le CoPil dès le début de la démarche, limitant ainsi des potentielles tensions.

Ce travail, qui s'est inscrit dans la durée, pose aujourd'hui la question des résultats en matière de qualité de l'eau car les taux de nitrates avoisinent les 37mg/l.

6.4 AAC de Courtenay

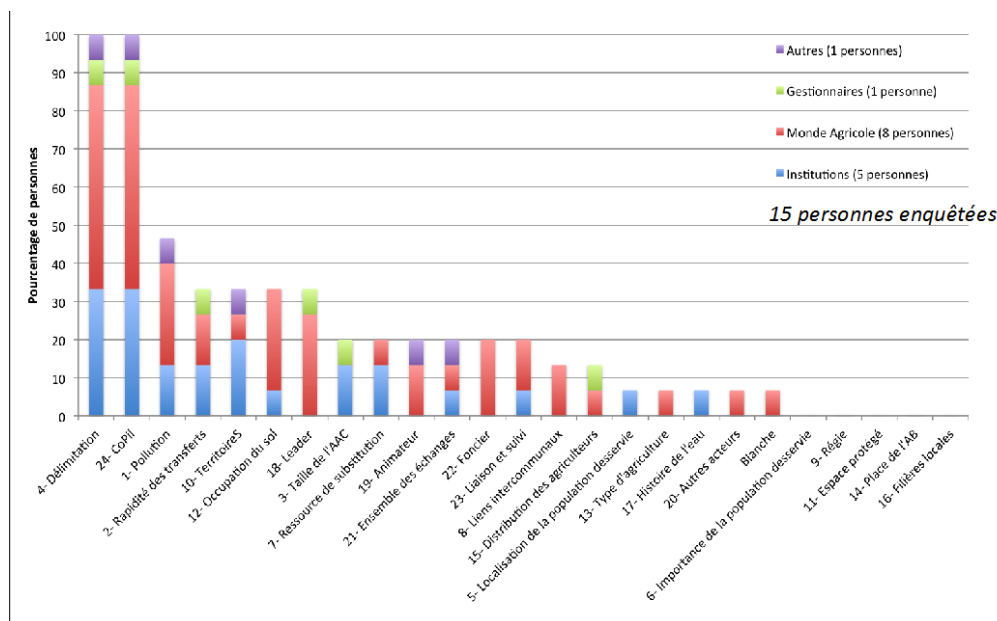


Figure 11 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'AAC de Courtenay

La figure 11 indique que deux thématiques sont évoquées par 100% des personnes enquêtées : le CoPil et la délimitation.

La délimitation est vivement contestée depuis le début de la démarche en 2008. Le bureau d'études qui a proposé la délimitation est jugé peu compétent par un certain nombre d'acteurs et tous s'accordent à évoquer son manque de pédagogie. La contestation porte sur la prise en compte d'une zone de l'AAC sur laquelle des expériences de traçages n'avaient pas permis de conclure.

L'ajout de cette zone a été décidé par l'Agence de l'Eau provoquant l'incompréhension des acteurs locaux.

La thématique du CoPil est également centrale. Le maire ne parvient pas à stabiliser sa composition : le monde agricole, peu associé au début de la démarche ne se sentait pas assez représenté et défendu, et souhaitait donc assister en nombre aux réunions ; les représentants des institutions sont en doublons puisque l'AAC est à cheval sur deux départements ; les personnes assistant aux réunions ont beaucoup changé alimentant la confusion quant au rôle de chacun. Les agriculteurs, comme sur l'AAC d'Amilly, ont choisi de se fédérer en association afin de défendre leurs intérêts.

Les taux de nitrates sont aujourd'hui aux environs de 38mg/l sur ce captage ce qui pose beaucoup de questions (47% des personnes ont tiré la carte pollution), surtout au monde agricole qui estime que la limite des 50mg/l n'est pas dépassée et que les efforts des agriculteurs ont été suffisants.

6.5 AAC de Rachecourt sur Marne

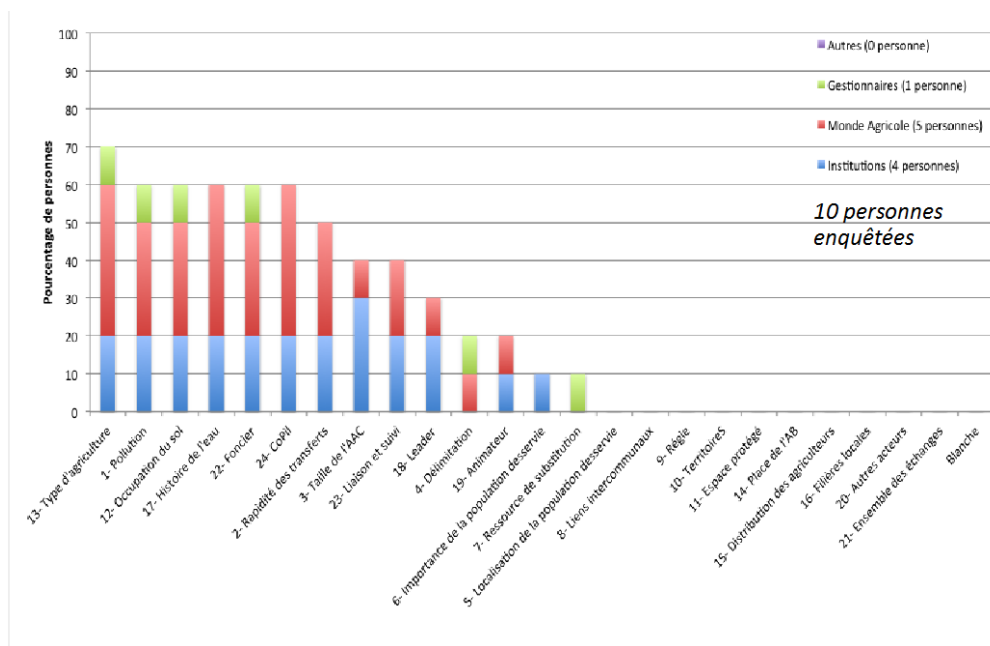


Figure 12 - Pourcentage de personnes ayant tiré chaque carte sur l'AAC de Rachecourt sur Marne

Seules 14 cartes ont été utilisées sur les 24 proposées : les acteurs ont une vision très resserrée du territoire ; elle n'est pas forcément partagée, mais ce sont les mêmes problématiques qui ressortent pour tous les enquêtés : figure 12.

Contrairement à d'autres AAC (Courtenay par exemple), il n'y a pas de carte qui se détache clairement.

L'AAC de Rachecourt sur Marne est petite (46 ha) et entièrement agricole. Les cartes « type d'agriculture » (70%), « pollution » (60%) et « occupation du sol » (60%) tournent autour d'une problématique centrale pour cette AAC : la mise en culture (maïs) d'une ancienne prairie sur une parcelle proche du champ captant en 2001. Les pics de nitrates (au-delà de 50 mg/l) associés à cet événement ont été et sont toujours source de conflits entre le maire de la commune et l'agriculteur concerné. Ce conflit de personnes est également décrit à travers les cartes « histoire de l'eau » (60%) et « CoPil » (60%) puisqu'elles permettent de comprendre la bataille juridique jusqu'au conseil d'état résultant de cette implantation de maïs.

Les cartes pollution et histoire de l'eau, complétées par les notions de rapidité des transferts (50%), ont également permis de comprendre que le choix de l'emplacement du forage, à quelques dizaines de mètres de la Marne, est remis en question notamment par les agriculteurs estimant que la proximité forage-rivière empêche toute possibilité de filtration de l'eau, la rendant impropre à la consommation.

La problématique du foncier (60%) est intéressante sur ce territoire car perçue très différemment selon les acteurs. Les services de l'Etat voient positivement cette initiative, ce qui n'est pas le cas de tous les agriculteurs, deux d'entre eux refusant catégoriquement cette option.

7 Retour d'expérience : acteurs locaux et extérieurs ... une sensibilité différente ?

Les résultats présentés dans la figure 13 agrègent ce qui a été obtenu sur l'ensemble des 5 AAC.

La question de la différence d'approche de la problématique sur les territoires peut se faire en distinguant :

- des acteurs « extérieurs », c'est-à-dire des acteurs plus institutionnels dont l'objectif est de gérer, d'accompagner dans le temps la démarche pour qu'elle réponde aux exigences réglementaires ;
- des acteurs « locaux », c'est-à-dire des acteurs usagers du territoire.

Les acteurs extérieurs ont souvent une vision plus englobante du territoire ce qui est lié au fait qu'ils sont généralement en charge de plusieurs AAC en même temps et participent de front à plusieurs CoPil. On retrouve cet aspect dans le tirage de la carte « Territoires » qui traduit souvent l'appartenance d'une AAC à au moins deux départements et régions supposant un travail de collaboration entre homologues.

Les acteurs locaux portent quant à eux plus souvent un discours basé sur leur expérience du territoire, ce qui est d'autant plus vrai pour le monde agricole pour lequel les positions sont beaucoup plus pragmatiques. Ce sont les acteurs locaux par exemple qui tirent proportionnellement plus de cartes relatives à l'agriculture ou au choix de délimitation de l'AAC.

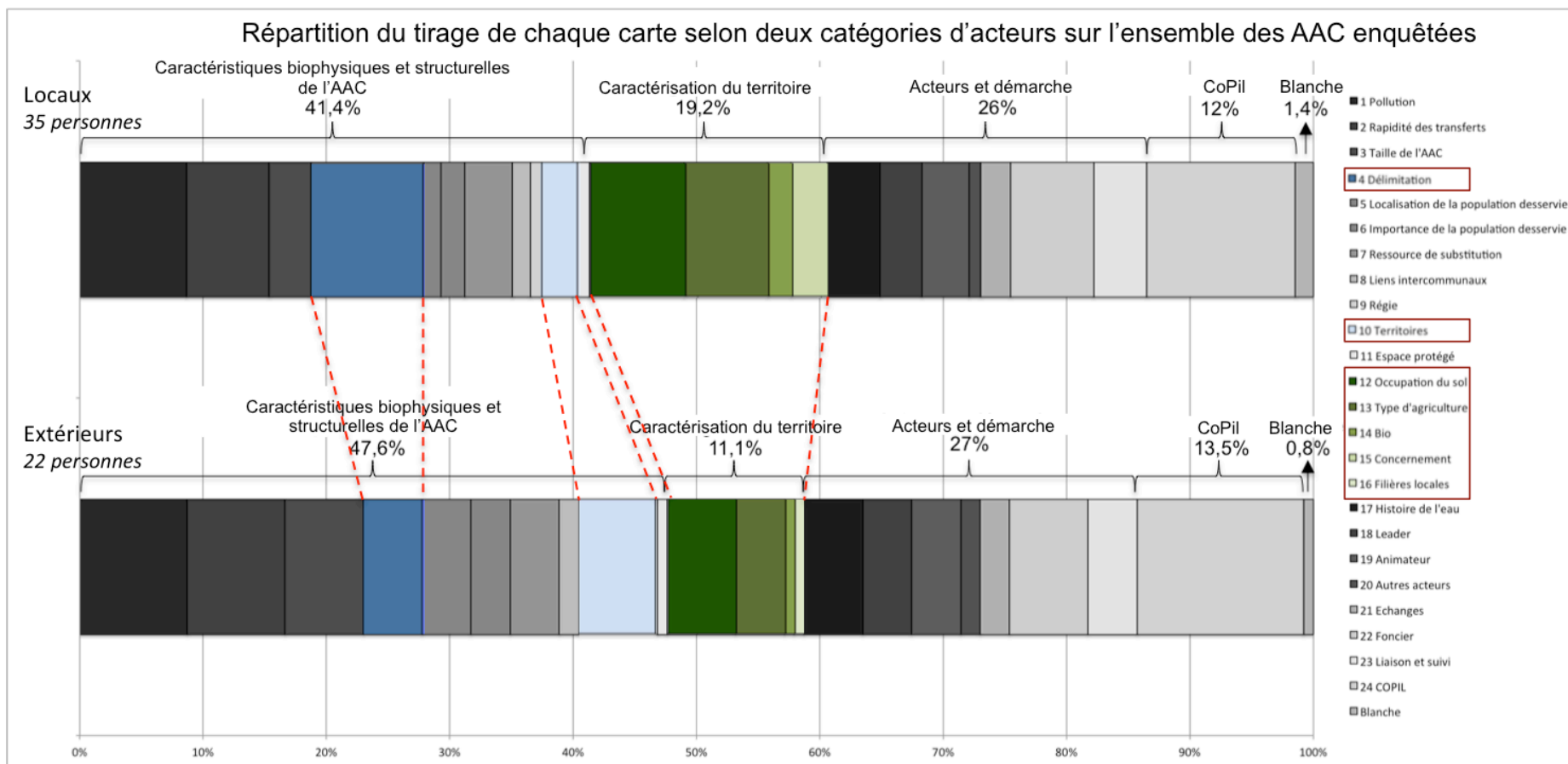


Figure 13 - Répartition du tirage de chaque carte selon deux catégories d'acteurs sur l'ensemble des AAC enquêtées

8 Retour d'expérience : le partage des visions ... un défi

TRAITEMENT QUALITATIF DES RESULTATS

8.1 Le Grenelle de l'environnement : une démarche incomprise et qui divise

Un certain nombre d'acteurs locaux perçoivent cette démarche comme peu flexible et éloignée de la réalité de terrain et des enjeux économiques de l'agriculture. De plus, cette réglementation est accueillie comme un texte supplémentaire auquel il faut se conformer. Cette superposition de textes alimente une certaine confusion (ex : confusion entre les enjeux de la DUP qui devrait exister pour tous les captages et ceux des AAC...).

La diversité des acteurs et des enjeux considérés (à tort ou à raison) comme contradictoires font de ces AAC des territoires sensibles.

- Le monde agricole souligne les conséquences économiques de la mise en place des AAC pour la pérennité de leurs entreprises, surtout dans les zones céréalières avec des productions à forte valeur ajoutée. Les agriculteurs s'inquiètent pour le maintien de la qualité des productions et craignent également que les actions aujourd'hui volontaires ne deviennent obligatoires avec des mesures comme le passage au bio par exemple ;
- Les maîtres d'ouvrage se doivent de prendre en charge les problématiques de pollution de leur captage afin d'assurer une distribution d'eau de qualité à leurs concitoyens ;
- Les services de l'Etat sont les relais des politiques nationales et donc européennes en la matière et doivent s'assurer de l'atteinte du bon état des masses d'eau sous peine de sanctions financières pour la France.

Les maîtres d'ouvrages n'ont pas toujours les moyens humains et financiers pour suivre le dossier notamment pour les toutes petites communes qui ont des équipes très réduites pas toujours compétentes sur ce sujet et à même de suivre les débats techniques.

La confusion et les incompréhensions mènent souvent à la contestation : remise en cause du problème de pollution (et de la norme à 50mg/l de nitrates), des raisons du classement Grenelle de certains captages...

8.2 Une gouvernance locale questionnée

La composition des Comités de Pilotage (CoPil) n'étant pas régie par un texte de loi elle peut varier d'une AAC à l'autre, même si l'on retrouve régulièrement les mêmes acteurs.

- La participation des agriculteurs est particulièrement sensible : leur implication tardive se solde le plus souvent par un climat de tensions et de suspicions de leur part révélant leur peur d'être lésés et le sentiment d'être placés devant le fait accompli.
- D'autres acteurs sont susceptibles de participer aux CoPil : coopératives agricoles, négoce, associations diverses (consommateurs, pêche, environnement...), ou industriels : ont-ils une place dans la démarche ? Si oui, à quel moment ? Certains y voient une possibilité de donner la parole à tous et d'autres une complication des débats et des négociations. Les coopératives et négoce sont particulièrement concernés par la mise en place des AAC sur leurs territoires et cherchent aujourd'hui à se faire entendre.
- Le fait d'ouvrir les CoPil à un nombre plus important d'acteurs suppose la tenue de réunions plus conséquentes et souvent plus difficiles à mener.

La question de la définition des rôles de chacun dans un Copil et de la légitimité à le diriger n'est pas toujours claire, générant parfois des incompréhensions.

8.3 Une mise en œuvre compliquée sur le terrain

Le monde agricole a souvent le sentiment d'être présenté comme le seul responsable de la détérioration de la ressource et souligne l'existence dans certains cas d'autres sources de pollution à prendre en compte. Il regrette que les mesures proposées dans les plans d'actions soient centrées sur l'agriculture.

Le territoire de l'AAC est souvent au cœur de vifs débats parce que sa délimitation définit les acteurs et territoires qui impactent la ressource et qui seront impactés par les plans d'actions. L'enjeu est fort, notamment pour le monde agricole. La capacité à communiquer et à expliquer cette délimitation est primordiale : une mauvaise pédagogie suffit à susciter la méfiance et à fragiliser les bases de la démarche qui seront alors par la suite systématiquement remises en cause.

Les outils aujourd'hui proposés à travers les plans d'action ne sont pas toujours bien accueillis voire rejetés.

- Les MAEt sont particulièrement pointées du doigt car jugées inadaptées et peu novatrices.
- L'agriculture biologique est quant à elle rarement envisagée par le monde agricole, soit présentée comme une hérésie, soit comme une non solution à la problématique nitrate.
- La question de la gestion du foncier représente soit une véritable opportunité pour les agriculteurs qui souhaiteraient sortir de l'AAC et se libérer de ses contraintes, ou à l'inverse elle peut être vécue comme une forme de dépossession, de mainmise sur leurs pratiques.
- La question du prix du foncier est également centrale car source de nombreuses inquiétudes comme celle de la perte de valeur des terres lors de la mise en place d'une AAC.

9 Conclusion : Vers la création d'un outil de médiation territoriale

- Le jeu de cartes : un outil pour rencontrer les acteurs et leur donner la parole

L'utilisation du jeu de cartes donne l'opportunité aux animateurs de rencontrer individuellement et/ou collectivement les acteurs d'une AAC et de leur donner la parole. Les enquêtés peuvent alors s'exprimer librement sur leur territoire et en donner leur description.

En leur offrant la possibilité de choisir les thématiques qui leur semblent pertinentes pour parler de leur territoire ils deviennent pro-actifs : ce sont leurs choix qui guident l'entretien et non des questions pré-définies d'un questionnaire standardisé.

De plus, cette approche avec un choix limité de thématiques à aborder permet aux enquêtés de hiérarchiser et de structurer leur discours pour ne faire émerger que l'essentiel.

- Un outil pour décrypter un territoire et ses dynamiques

L'outil carte permet de croiser les regards des acteurs sur leur territoire afin de mieux le comprendre. La prise en compte des discours souvent différents mais parfois complémentaires doit aider à l'instauration d'un dialogue en passant par l'explication des approches de chacun.

Le dialogue et la confrontation des points de vue peuvent conduire à faire évoluer la perception de la question de l'eau sur un territoire et permettre ainsi aux acteurs d'intégrer des préoccupations qui sont à priori extérieures aux leurs.

En donnant la parole à ceux qui sont concernés de près ou de loin par la mise en place des AAC, l'outil carte a fait émerger à la fois les tensions existantes, les incompréhensions sur ces territoires mais aussi les catalyseurs de la démarche.

La prise en compte de facteurs allant au-delà des aspects techniques hydrogéologiques, comme l'histoire d'un territoire, de ses meneurs, des relations entre les acteurs, est essentielle pour comprendre l'origine ou les tendances d'évolution de certaines situations et guider des actions.

Ayant été testé lors des entretiens individuels sur les 5 AAC précédemment décrits, l'outil cartes a montré :

- i) qu'il comporte tous les éléments nécessaires pour décrire ces territoires à enjeu eau
- ii) qu'il est facilement compréhensible et utilisable et qu'il permet efficacement de structurer le discours des acteurs. L'enjeu devient alors de trouver ses modalités d'utilisation en collectif pour qu'il devienne un véritable outil de médiation territoriale.

Cet outil, intitulé METE'EAU, outil de MEDIation TERRitoriale autour de l'enjeu EAU, est en cours d'expérimentation.

L'eau et l'azote dans un modèle Agro-Economique¹

Cyril Bourgeois¹, Pierre Humblot¹, Pierre-Alain Jayet^{1*}, Anna Lungarska¹, Elvire Petel¹, Athanasios Petsakos¹

¹ UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech

* jayet@grignon.inra.fr

Sommaire

1	Problématique.....	235
2	Dynamique des relations entre pertes d'azote sous-racinaires et concentration en aquifère.....	236
3	Evaluations de politiques de régulation statique des pertes d'azote	239
4	Modélisation agro-économique et fonctions associant l'azote, l'eau et le rendement	242
5	Perspectives et conclusions	245
6	Références	246

1 Problématique

Au cours de la phase VI du PIREN-Seine, trois actions ont été menées de front.

La première action a porté sur le développement de la modélisation agro-économique, sous deux angles théorique et appliqué. L'angle théorique a permis de traiter analytiquement un problème dynamique de stock de pollution, sous forme de la concentration en nitrates d'un aquifère, abondé avec un temps de retard par les pertes d'azote occasionnées par l'activité agricole. L'application a été réalisée par forçage du modèle hydro-géologique MODCOU par les résultats d'une succession de simulations du modèle agro-économique AROPAj.

La seconde action s'est appuyée sur le développement du modèle AROPAj dans deux dimensions : (i) l'élaboration de fonctions dose-réponse des rendements de culture aux apports d'azote et de fonction de réponse en termes de perte d'azote sous différentes formes (protoxyde d'azote, ammoniac, nitrate) ; (ii) la spatialisation du modèle AROPAj, sous la forme d'une décontraction géographique à haut niveau de résolution spatiale des contributions des agents économiques représentés par le modèle AROPAj. Les progrès dans ces deux dimensions ont été mis à profit pour aborder différents scénarios de régulation économique des pertes d'azote d'origine agricole.

La troisième action, en cours, porte sur l'intégration de l'eau comme intrant agricole, de façon à pouvoir aborder les conséquences d'une plus forte tension sur l'accès à la ressource hydrique, tension qui pourrait être accrue par le changement climatique. En filigrane, se pose la question du prix de l'eau agricole et de son

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Bourgeois C., Humblot P., Jayet P.A., Lungarska A., Petel E., Petsakos A., (2016) – L'eau et l'azote dans un modèle Agro-Economique. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

évolution, compte tenu à la fois du problème quantitatif d'accès à la ressource et des effets externes sur l'environnement.

Ces actions sont des actions financées par le PIREN-Seine, ou des actions sur financement extérieur et dont bénéficient les actions PIREN, ou des actions extérieures bénéficiant directement des actions PIREN.

2 Dynamique des relations entre pertes d'azote sous-racinaires et concentration en aquifère

La Directive Européenne portant sur la qualité des eaux impose à terme des réductions importantes de la concentration en nitrate des formations aquifères. Une grande partie des nitrates trouve son origine dans l'apport de fertilisant pour l'agriculture. Dans le champ de l'économie de l'environnement, on aborde ce problème de pollution diffuse par deux types d'approches.

2.1 Approche théorique

On s'intéresse à la régulation de la pollution des nappes d'eau souterraine par l'épandage d'engrais azotés minéraux et d'effluents d'élevage. De manière générique, c'est un problème standard de l'analyse économique des externalités, une externalité étant définie comme l'effet de l'activité d'un agent économique (ici l'exploitant agricole) sur le bien-être d'autres agents (e.g. les consommateurs d'eau potable) sans qu'aucun agent ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet. Quand elle est négative comme c'est le cas pour la pollution, l'analyse conclut que la production est à un niveau trop élevée et que des instruments économiques tels que taxes, subventions, contrats ou droits à polluer sont à être mis en œuvre pour atteindre ou se rapprocher de l'optimum social.

L'analyse de ces externalités a fait l'objet de nombreuses études économiques, nombre d'entre elles analysant la pollution sous un angle statique (e.g. la pollution d'une rivière). Les études à caractère dynamique reposent souvent sur l'hypothèse d'une pollution rejoignant instantanément le stock de pollution (à l'instar des gaz à effet de serre). Dans le cas traité ici, la pollution des aquifères par les engrais, il y a un délai entre le moment où l'agriculteur réalise ses amendements azotés et le moment où les pertes d'azote qui leur sont associés rejoignent les nappes d'eau sous forme de nitrates. Ce délai est fonction de paramètres physiques tels que la structure des sols et peut se compter en décennies.

Ce retard a plusieurs implications pour le régulateur public : Doit-on accepter un niveau de pollution plus élevé ? Sur quel horizon de temps ? Est-ce que cela implique une régulation moins contraignante ? De quelle nature doit être cette régulation, par exemple une taxe sur les engrais ou une pénalité collective pour les pollueurs en cas de dépassement d'un niveau donné de pollution dans le milieu (un tel mécanisme de taxe ambiante, usuellement recommandé dans la littérature, est difficile à mettre en œuvre car cela reviendrait à pénaliser les agriculteurs pour une pollution résultant des activités passées - jusqu'à plus de 30 ans de délai dans le bassin de la seine).

Le problème est analysé dans le cadre d'un modèle économique standard de contrôle optimal de la pollution. On détermine dans un premier temps la trajectoire optimale de la pollution et le niveau de la régulation environnementale qui lui est associé. Dans ce modèle, le régulateur maximise ce qu'il est convenu d'appeler le « bien-être social actualisé » qui est ici la somme inter-temporelle des profits des agriculteurs diminuée des dommages environnementaux associés à l'utilisation d'engrais. Cette maximisation s'effectue en tenant compte de l'évolution du stock de concentration en nitrate dans les aquifères sous l'effet de la résorption naturelle d'une part et des apports d'origine agricole d'autre part.

C'est dans l'équation différentielle représentant cette évolution qu'est introduit le décalage temporel, β , entre le moment où l'amendement polluant est appliqué et le moment où la pollution rejoint le stock, sachant que ce type de représentation est en lui-même très réducteur comparé à la complexité des phénomènes physiques opérant en réalité. Dans l'article publié (Bourgeois et Jayet, 2015), la diversité des producteurs – pollueurs est intégrée au modèle via un indice de performance économique (associé au type de sol). On étudie également dans cet article l'impact d'une asymétrie informationnelle entre l'autorité chargée de la régulation et les agents pollueurs.

On montre que plus le retard β est important, plus élevés sont le niveau optimal de long terme de la concentration en nitrates et le prix implicite qui lui est associé. On peut expliquer ce résultat par le fait que plus les dommages sont lointains, moins ceux-ci sont « valorisés » par la société de par l'effet du taux de préférence pour le présent. Cet effet est accru par le délai entre la mise en place de la régulation et le moment où celle-ci a un impact sur la qualité des nappes.

D'un point de vue plus concret, et de façon assez intuitive, en cas de pollution trop élevée au temps présent, le régulateur serait fondé à mettre en œuvre un profil temporel de taxes partant d'un niveau élevé puis réduit progressivement pour tendre à long terme vers le niveau d'équilibre stationnaire que le modèle permet d'estimer. Le niveau de pollution, susceptible d'augmenter à court terme du fait des actions passées, pourrait alors baisser et se stabiliser sur le niveau de long terme socialement optimal.

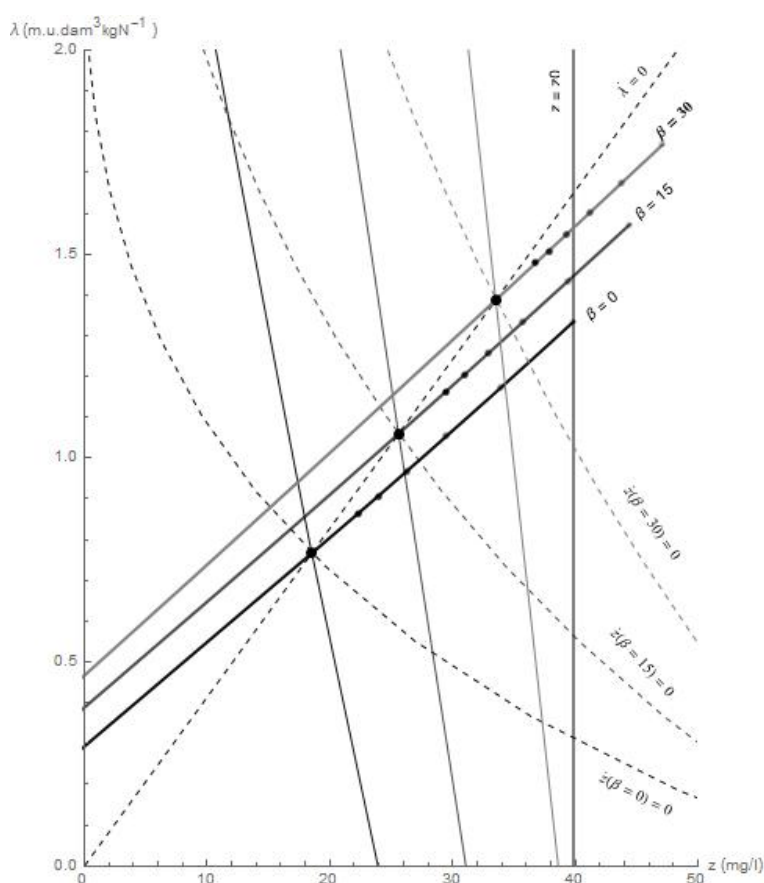


Figure 1. Déformation du diagramme de phase, de la trajectoire optimale (avec incréments temporels par pas de 10 unités de temps, matérialisés par les points de petite taille) et déplacement de l'état stationnaire (matérialisé par les points noirs de grande taille) ; la concentration en nitrates est représentée en abscisse et le prix implicite de la concentration en ordonnée (erreur sur l'unité en ordonnée, le calcul étant normalisé sur l'étude d'une unité de surface agricole : € (unité monétaire) x m (hauteur d'eau) / kgN ; par ailleurs 1mgN/l = 1kgN/dam). Source : Bourgeois et Jayet, 2015

2.2 Modélisation couplant agro-économie et hydro-géologie

L'analyse présentée dans cette section combine un modèle théorique, présenté ci-dessus, et une chaîne de modélisation quantitative basée sur un modèle bio-économique et un modèle hydrologique. Il s'agit d'évaluer le dommage marginal lié à la concentration de nitrate dans un aquifère en faisant l'hypothèse que l'autorité de régulation est bien informée, bienveillante envers l'intérêt collectif, et capable de mettre en œuvre sans coût additionnel la régulation proposée. On utilise le modèle théorique pour esquisser un profil inter-temporel de taxe portant sur les pertes d'azote sous-racinaires (ou sur les apports minéraux d'azote du marché, l'assiette étant alors restreinte mais plus aisément accessible). On peut alors dessiner un sentier optimal de réduction des pertes au cours du temps. Si l'on considère que l'aquifère est en état de sur-pollution au temps « $t=0$ », ce qui est le cas des trois aquifères du bassin de la Seine, ce sentier prend alors l'allure d'un sentier décroissant au cours du temps. En d'autres termes, l'effort de réduction est important en début de période et diminue jusqu'à permettre à long terme de stabiliser le niveau de concentration de l'aquifère au seuil optimal.

En pratique, on ne connaît pas la fonction de dommage associée à la concentration en nitrates des masses d'eau. Mais en considérant que le régulateur, avec les qualités mentionnées ci-dessus, prend une décision conforme à l'intérêt général, on peut inférer une valeur du dommage marginal (sur la base d'une hypothèse de coût marginal croissant linéairement) à partir de la décision prise, qui est de « cibler » un niveau donné de concentration (e.g. 50 mgNO₃/litre).

La modélisation quantitative permet d'approcher le monde réel, dans les deux compartiments représentés, à savoir l'occupation des sols agricoles et les consommations d'intrants azotés en surface, et les échanges d'eau et de polluants entre la surface et les aquifères. L'occupation agricole et les intrants (organiques d'origine animale et minéraux) sont calculés par le modèle AROPAj intégrant un forçage par le modèle culture STICS. Les transferts entre sol et aquifères sont pris en charge par le modèle MODCOU, en utilisant le module de spatialisation à haut niveau de résolution des résultats AROPAj (Cantelaube et al, 2012).

Le principe du calcul est simple : on propose un jeu de valeurs d'une taxe sur les pertes d'azote dans un intervalle assez large, et, avec l'hypothèse d'une stabilité du système agricole, on simule les transferts via MODCOU à partir d'un niveau stable de perte d'azote en surface (dépendant du niveau de la taxe), ceci sur un horizon de temps « suffisamment long » (plusieurs décennies). On peut ainsi évaluer le niveau de concentration de long terme (calculé au point médian pour chacun des aquifères) associé à chacun des niveaux de taxe retenus. On considère deux options du point de vue du décideur, avec des concentrations respectivement ciblées à 50 et 35 mgNO₃/l (correspondant en quelque sorte à deux mondes économiques différents, relativement à leur niveau d'exigence environnementale).

A partir d'une équation obtenue du modèle théorique associant le dommage marginal (inconnu a priori) avec la taxe, le taux d'actualisation, le taux de résorption naturel, le délai β , le niveau de concentration cible et la hauteur de la colonne d'eau (connus, estimés ou calculés par ailleurs à partir de résultats MODCOU), on estime la valeur du dommage marginal. On peut alors évaluer la distribution des profits agricoles et des dommages au cours du temps. On étoffe l'analyse en proposant des scénarios moins exigeants à court terme, mais qui permettent de n'atteindre l'objectif de long terme que plus tard à un coût social plus élevé.

On peut enfin évaluer le coût par ha et par an pour l'agriculture de la mise en œuvre d'une régulation permettant de diminuer d'une unité la concentration en nitrates. A l'équilibre de long terme, ce coût marginal est faible si l'on cible l'aquifère le plus sollicité pour la consommation d'eau (i.e. la Craie) avec une concentration de 50 mgNO₃/l. Le coût serait de l'ordre de 32€/ha/an si l'on veut diminuer d'une unité une concentration de 38 mgNO₃/l (qui est l'objectif de la directive cadre sur l'eau pour les années 2020). Le coût pour l'agriculteur peut être diminué si l'on redistribue tout ou partie de la recette fiscale associée à la régulation, pour autant que la redistribution soit découplée de la consommation d'engrais. On peut enfin mesurer l'impact d'un ajustement du capital animal sur les résultats, compte tenu de l'effet sur les apports d'azote organique provenant des effluents d'élevage. Une taxe sur les pertes d'azote permettant d'atteindre

l'objectif de 38mgNO₃/l équivaudrait à un doublement du prix des engrais azotés. En redistribuant la totalité du produit de la taxe, la baisse de marge agricole moyenne serait de l'ordre de 5%. Un article co-écrit avec des collègues METIS-MinesParisTech est soumis à une revue scientifique (Bourgeois et al, 2014).

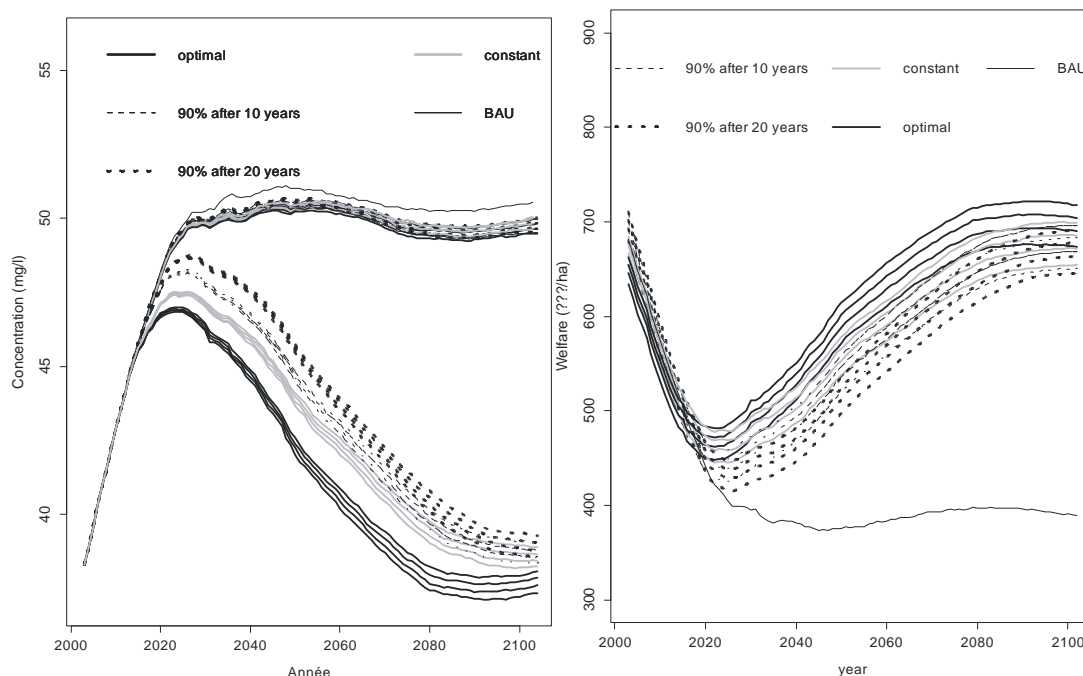


Figure 2: Evolution des concentrations de nitrate dans la Craie sous l'effet de divers profils de taxes permettant d'atteindre les niveaux de 50 mg/l (haut, gauche) et 38 mg/l (bas, gauche); Evolution du bien-être social (marge moins dommage) lorsque les profils de taxe visent à une concentration de 38mg (droite).

3 Evaluations de politiques de régulation statique des pertes d'azote

3.1 Paradoxe d'une taxation uniforme des engrais minéraux

En matière de pollution d'origine agricole, il est impossible ou du moins extrêmement coûteux de contrôler directement les émissions de pollution. Cela reviendrait par exemple à mesurer les pertes sous-racinaires pour chaque type de sol, de culture et de climat pour ce qui concerne la pollution de l'eau. La mise en œuvre effective d'une régulation économique de la pollution suggère de cibler les facteurs supposés responsables de la pollution, plutôt que la pollution proprement dite. On préférera par exemple taxer les engrais plutôt que les pertes d'azote.

En opérant de la sorte, on risque cependant de ne cibler qu'une partie des facteurs, donnant aux agents économiques pollueurs la possibilité de déplacer leurs facteurs de production ou les productions elles-mêmes dans un sens qui ne soit pas nécessairement celui de la réduction de la pollution. Plus simplement que le problème de la substitution des engrais minéraux par les amendements organiques traités ailleurs dans ce rapport, émerge le problème du remplacement d'une culture consommant beaucoup d'azote et en perdant peu par une culture moins consommatrice mais en perdant plus.

On pourrait alors, en théorie, faire face à des situations où l'introduction d'une taxe sur les engrais se traduit par une augmentation de la pollution. En pratique, du moins dans le monde réel représenté par le modèle AROPAj, il apparaît que cette situation peut émerger, localement et pour certaines valeurs de la taxe. Cela ne

doit cependant pas servir de prétexte pour ne pas mettre en œuvre ce type d'instrument, puisque, globalement, même si elle peut être d'une efficacité limitée, elle a l'effet escompté. La question de l'efficacité est traitée ailleurs. Le paradoxe, mis en valeur dans la Région Ile De France, a fait l'objet quant à lui d'une publication (Jayet et Petsakos, 2013). Depuis la publication, de nouvelles simulations ont été faites, à différentes échelles. On retrouve le paradoxe sur le Bassin de la Seine, pour des valeurs intermédiaires de la taxe (figure 3).

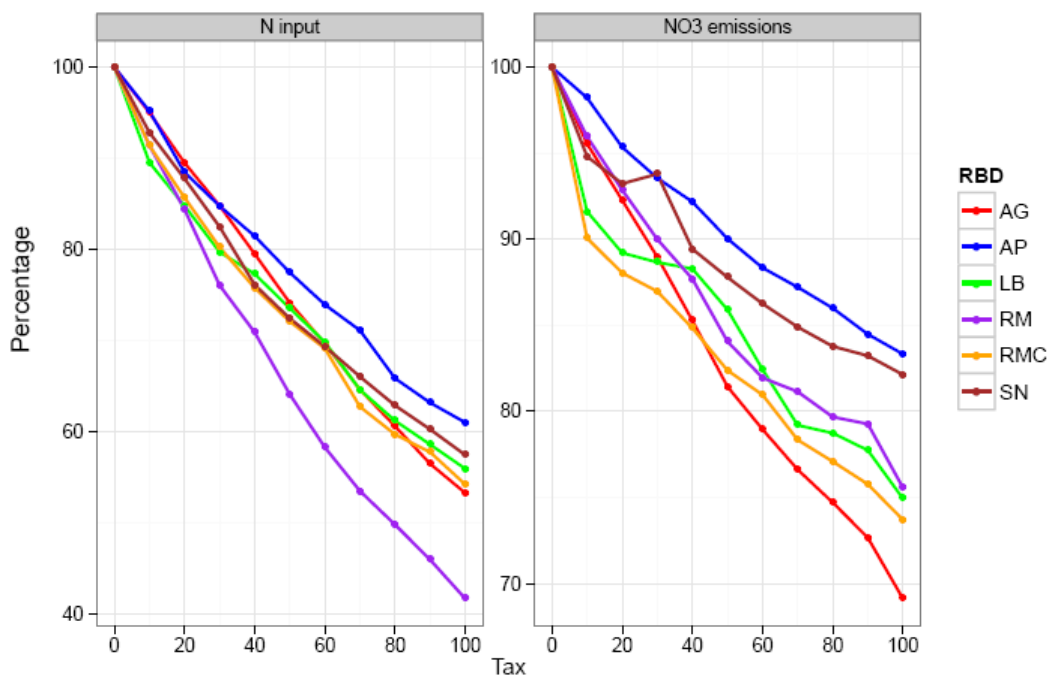


Figure 3 : Impact de l'introduction d'une taxe sur les engrais minéraux (de 0 à 100% du prix, en abscisse) sur la consommation d'engrais (à gauche) et sur les pertes d'azote sous forme nitrate (à droite), estimé par la modélisation AROPAj-STICS ; calculs effectués à l'échelle des territoires gérés par les Agences de l'Eau.

3.2 Efficacité d'un policy-mix pour la régulation de plusieurs pollutions jointes

On s'intéresse à la mise en œuvre d'un « policy mix » de second rang, combinant une taxe sur les engrais et une subvention accordée à l'allocation des terres en une production pérenne peu polluante, lorsqu'on cherche à réguler trois pollutions associées aux amendements azotés (N_2O , NH_3 , NO_3). Les pollutions prises ici en considération sont donc l'un des principaux gaz à effet de serre hors CO_2 , l'ammoniac en partie responsable des pluies acides, et les nitrates. Ces 3 pollutions jointes de par leur origine (amendements azotés) devraient a priori être régulées par 3 instruments économiques (selon le principe « 1 problème, 1 instrument »). Mais chaque instrument devrait cibler chacune des pollutions, plutôt que les facteurs supposés responsables des pollutions, le lien entre facteur et polluant n'étant en général pas direct et proportionnel. Cependant, de tels instruments sont difficiles et coûteux à mettre en œuvre et à contrôler. Sur la base des critères de parcimonie et de relative simplicité dans l'intervention publique, on retient donc le principe d'une régulation fondée sur une taxe dont l'assiette n'est qu'une partie des facteurs responsables des pertes d'azote (les amendements azotés) et sur un soutien à la production de miscanthus (production agricole pérenne à récolte annuelle, substrat candidat à la production d'énergie).

On sait qu'une taxe portant sur les engrais perd en efficacité, comparée à une taxe portant directement sur les pertes azotées, et, comme on l'a vu dans la section précédente, une telle taxe peut parfois s'avérer contre-

productive. L'analyse proposée s'appuie sur la mise en œuvre de ces instruments économiques dans des simulations du fonctionnement du système de production agricole français par une modélisation agro-économique de type AROPAJ-STICS. Si les pollutions gazeuses (N_2O et NH_3) sont de type global ou transfrontière, les effets de la pollution NO_3 sont plus spécifiques des territoires sur lesquels elle est produite. Mais toutes les pollutions engendrées par la production agricole dépendent des conditions pédoclimatiques et des choix des cultures. La réponse à chacune des 3 émissions de pollution aux apports d'azote dépend a priori de toutes ces conditions, source d'une forte hétérogénéité spatiale. La modélisation AROPAJ-STICS permet de capturer cette hétérogénéité. Cela nous conduit à analyser l'efficacité de la politique mixte dans un cadre géographique différencié. Nous avons choisi de travailler à l'échelle des territoires gérés par chacune des six agences de bassin.

Nous montrons que si le gain à réguler l'allocation des sols, via la promotion de cultures pérennes, est très faible pour les pollutions gazeuses, le gain apporté par la politique mixte en termes de coût-efficacité est important pour la pollution par les nitrates. Cependant, l'hétérogénéité spatiale des systèmes de production et des émissions associées étant relativement élevée, la distribution spatiale des réductions d'émissions polluantes et de la couverture en miscanthus varie fortement d'une région à l'autre. A l'échelle de la France métropolitaine, la politique mixte permettrait de diviser par 2 le coût de la régulation visant à diminuer de près de 20% les pertes sous forme nitrate. En d'autres termes, pour un coût de régulation donné, la politique mixte permettrait de réduire les émissions de 5 à 10 points de pourcentage supplémentaire. En ce qui concerne les pollutions gazeuses, les gains en termes de coût-efficacité sont très faibles. Ceci peut s'expliquer par le fait que les émissions de N_2O et de NH_3 sont relativement moins dépendantes des cultures présentes. Ces résultats, aux échelles nationale et régionale (grand bassin par agence de l'eau), sont présentés et discutés dans Bourgeois et al, 2014.

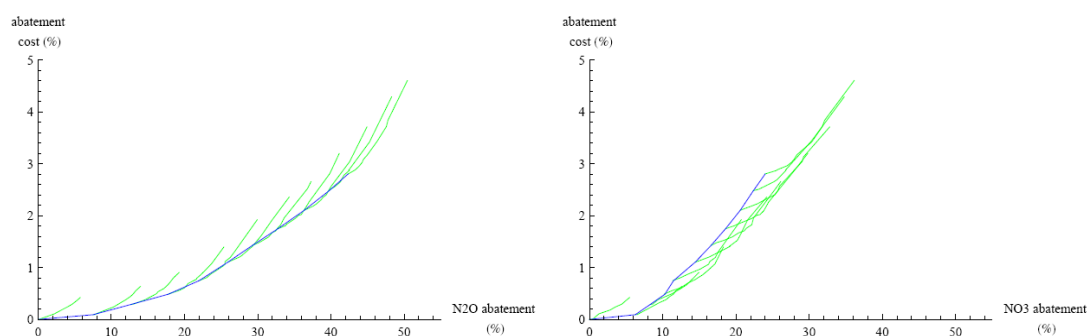


Figure 4 : Réduction (en abscisse) et coût de réduction (en ordonnée) des pertes d'azote sous forme N_2O (gauche) et NO_3 (droite) : les courbes bleues traduisent l'impact de la mise en œuvre de la taxe ; les branches vertes traduisent l'impact de la mise en œuvre combinée de la taxe et de la subvention du miscanthus (chaque branche est obtenue pour un niveau donné de la taxe) ; la taxe varie de 0 à 100% du prix de l'engrais, la subvention varie de 0 à 500€/ha. Source : Bourgeois et al, 2014.

3.3 Approche par la différenciation spatiale de la régulation des pollutions azotées

La pollution par les nitrates d'origine agricole des cours d'eau et des aquifères est un problème reconnu depuis plusieurs décennies par les pouvoirs publics (la Directive européenne « nitrate » 91/676/CEE date de décembre 1991) et qui ne peut être résolu qu'avec un effort de long terme. Le caractère diffus de cette pollution d'un côté, et le problème de comportement en aléa moral des agriculteurs de l'autre, rendent difficile la régulation par l'introduction des normes d'épandage d'azote sur les champs. Une solution pour réduire la pollution est alors d'introduire des taxes sur les intrants azotés. Une telle politique a pour effet d'augmenter le coût de l'épandage pour les agriculteurs et en conséquence de modifier leur mode de production. Cependant, la qualité des eaux et la vulnérabilité des milieux sont différentes d'un endroit à l'autre, de même que le profit des agriculteurs varie considérablement selon les régions. Une taxe qui vise à

réduire les émissions de nitrates pour rendre la qualité des eaux « acceptable » (au sens que l'on donne au « bon état écologique » défini dans la directive-cadre sur l'eau) devrait prendre en compte ces hétérogénéités afin de minimiser les coûts de mise en œuvre de la politique de régulation pour la société.

Comme l'azote peut être en tout ou partie d'origine organique résultant des activités d'élevage au sein des exploitations (et ne passant donc pas par le marché) ou minéral (acheté sur le marché), les deux types de sources, minérale et organique, devraient être visées par la taxe. En nous appuyant sur le modèle AROPAj, nous avons pu concevoir un système de taxe fondé sur les concentrations de nitrates observées dans les eaux superficielles au niveau des secteurs hydrologiques. Le système de taxe a pour assiette l'engrais azoté et le cheptel. Le modèle permet de simuler les impacts d'une taxe sur les profits agricoles lorsque cette taxe, différenciée d'un secteur à l'autre, est appliquée de manière homogène sur l'ensemble du secteur hydrologique. L'analyse est l'objet d'un article en révision (Lungarska et Jayet, 2015).

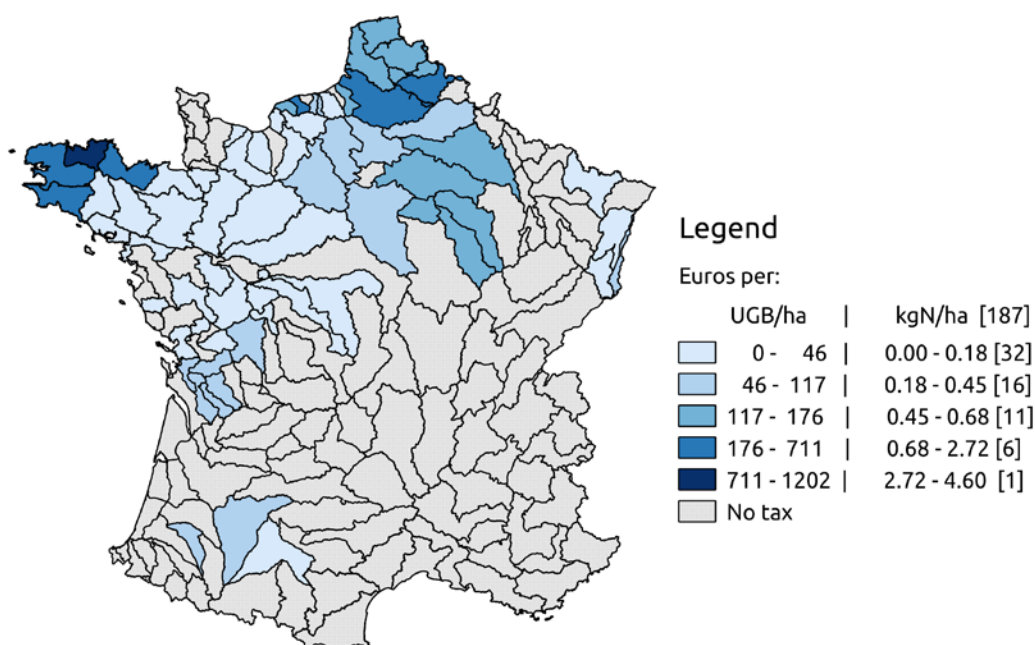


Figure 5: Exemple d'un système de taxes portant sur le cheptel et sur la consommation d'azote sous forme d'engrais minéral; système indexé sur le secteur hydrologique et visant à un bon état écologique caractérisé par une concentration de 25mgNO3/l sur l'ensemble des masses d'eau.

4 Modélisation agro-économique et fonctions associant l'azote, l'eau et le rendement

4.1 Synthèse des travaux centrés sur l'azote

Suite aux thèses préparées et soutenues respectivement par Caroline Godard, Elodie Galko-Debove, David Leclère et Cyril Bourgeois, nous disposons de fonctions de réponse des rendements aux apports d'azote pour plusieurs des principales cultures de vente, dans plusieurs pays de l'UE, et dans quelques situations de changement climatique. Nous disposons également de fonctions de pertes d'azote (pour la France, en climat présent). Un travail de mise à jour est en cours, avant de disposer de ces fonctions pour les versions d'AROPAJ les plus récentes.

Sur un plan méthodologique, en appui aux éléments quantitatifs évoqués ci-dessus, mais également parce que la perception des enjeux évolue, deux voies sont explorées. La première porte sur les amendements organiques et sur la manière d'intégrer les effets de long terme d'un amendement régulier dans le cadre d'un modèle statique. La seconde porte sur l'eau comme intrant majeur des systèmes de production agricole, qui en climat présent et dans beaucoup de régions européennes est accessible sans coût ou à un coût très faible. Compte tenu de la valeur ajoutée qui peut être associée à son utilisation en agriculture, cette situation pourrait rapidement évoluer sous l'effet conjugué du changement climatique et de la compétition sur les usages, y compris dans les régions du nord de l'Europe. L'association de modèles économiques et biophysiques devraient permettre d'explorer ce type de situation malgré le manque de données sur les quantités consommées et sur les prix, quand ils existent.

4.2 Azote d'origine organique

Si beaucoup d'approches traitant des relations entre l'agriculture et l'environnement via les apports d'azote privilégient les apports minéraux, peu d'études économiques portent sur les amendements organiques. Il est donc ici question de travaux frontières à nos activités PIREN-Seine centrés sur les apports organiques. Outre l'étude conduite par Anna Lungarska, mentionnée en amont, qui intègre les effluents de l'élevage, la présente analyse aborde la valorisation par l'agriculture des produits résiduels organiques (PRO). Elle est réalisée dans le cadre d'un programme ADEME associant l'Unité EGC du Département EA de l'INRA, VEOLIA et l'INERIS,

Dans le modèle AROPAj, les sources d'azote d'origine organique (au départ, en provenance des effluents d'élevage) sont traitées comme des apports d'azote générique, pondérés par des coefficients d'équivalence. Originellement, dans le modèle, on n'intègre que les effets de court terme de la minéralisation de l'azote. Les valeurs des paramètres sont le plus souvent issues de la littérature, même si le modèle STICS permettrait de les estimer. Cependant, avec 5 postes d'azote organique (lisiers, fumiers, fientes selon les cheptels herbivores et granivores), 8 cultures pour lesquelles on dispose de fonctions de rendements, et plus de 150 exploitants types représentant l'agriculture française, il a jusqu'ici été préféré d'utiliser les données publiées ou transmises par des chercheurs en agronomie et sciences du sol.

Deux types de PRO sont intégrés au modèle. Nous tenons compte des effets de long terme d'une application répétée de PRO sur les cultures, conduisant à une valorisation sensiblement accrue de l'azote des PRO d'un point de vue agro-économique. Les effets de long terme compenseraient également l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (N_2O principalement) imputables aux apports de PRO, ces effets de long terme pouvant modifier sensiblement la demande agricole de fertilisants minéraux.

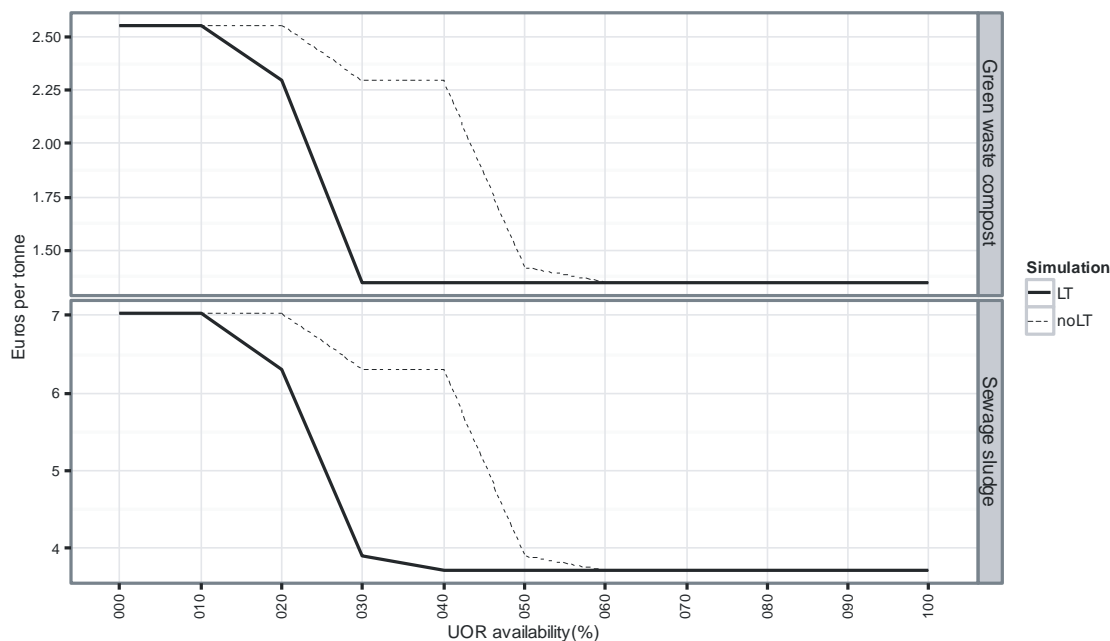


Figure 6: Estimation de la valeur marginale de deux PRO utilisés par les exploitants agricoles de la région Ile de France, en € par tonne de matière brute, en fonction de la disponibilité à l'échelle régionale (de 0 à 100% de la disponibilité régionale estimée pour l'Ile de France, en abscisse). Source: Jayet et Petel, 2015.

Dans un cadre de rationalité standard de la part des exploitants agricoles, l'analyse relève de l'optimisation des comportements et des échanges à 3 niveaux : (i) la parcelle, avec comme critère la marge brute par unité de surface pour chacune des cultures présentes ; (ii) l'exploitation agricole type du modèle AROPAj, avec comme critère la marge brute d'exploitation (intégrant les productions animales et végétales, et les échanges d'azote organique sur l'exploitation) ; (iii) la région, avec comme critère la somme des marges brutes des exploitants représentés à cette échelle. La région sur laquelle l'étude est conduite et pour laquelle la disponibilité en PRO est importante est la région Ile-de-France. On suppose que les quantités de PRO sont mises à disposition des exploitants sans coût additionnel, et que les exploitants se répartissent les PRO au mieux de leur intérêt commun. On tient compte de la limite supérieure de 170 kgN-org/ha imposée aux épandages d'azote organique. On peut ainsi estimer une limite supérieure de valeur marginale des PRO, pour une quantité totale donnée de PRO.

Un article portant sur cette analyse est en révision (Jayet & Petel, 2015).

4.3 Le prix de l'eau et l'eau comme intrant de la production agricole

Nous avons démarré un travail conséquent de modélisation agro-économique, modélisation dans laquelle nous plaçons l'eau au cœur des modèles mobilisés (AROPAJ et STICS). Le modèle de culture STICS est ici utilisé pour sélectionner et calibrer les « meilleures » fonctions de réponse des rendements aux apports d'eau et d'azote. Il s'agit d'étendre l'approche mono-dimensionnelle initialement développée par Caroline Godard pour l'azote (Godard et al, 2008).

Le choix de la forme fonctionnelle (figure) et la méthode théorique qui fonde la sélection sont en phase de test (culture de maïs dans le sud-ouest français). Il a fallu développer tout à la fois un système de bases de données associant des données sur le climat, les sols, la phénologie, l'altitude et le géo-référencement, et des applications permettant d'utiliser le modèle STICS sur un grand nombre de simulations (thèse de Pierre Humblot, en cours).

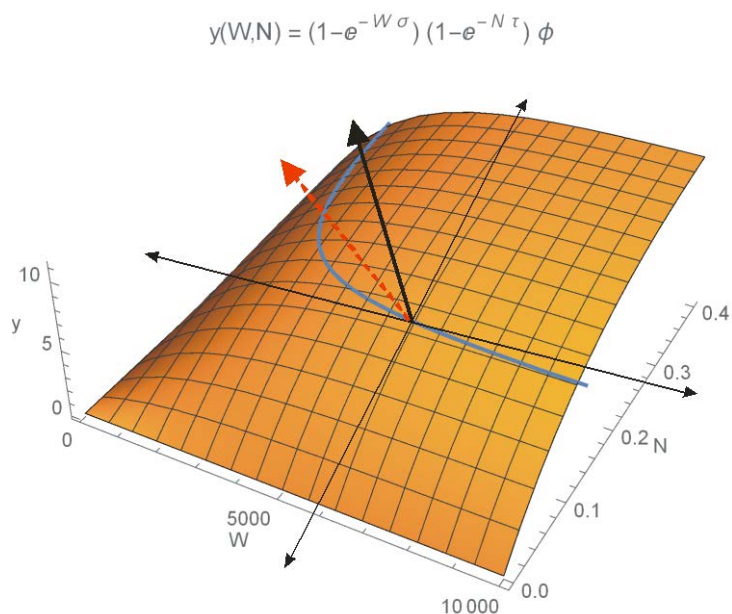


Figure 7 : Forme fonctionnelle retenue pour la réponse du rendement (axe vertical) aux apports d'eau et d'azote (« W » et « N ») ; la sélection de la fonction parmi les fonctions éligibles sera effectuée sur la base de comparaison d'un vecteur de prix et du gradient calculé sur le « meilleur » des points appartenant à la courbe de niveau matérialisée en bleue.

L'étude est conduite en s'appuyant sur une version récente du modèle AROPAj (données RICA-2009), pour lesquelles la typologie et la spatialisation sont entièrement reconstruites.

5 Perspectives et conclusions

Sur un plan qualitatif, au-delà des progrès réalisés et des résultats obtenus, nous pouvons mieux apprécier les avantages et limites des approches génériques telles que celle que nous développons. Les données et les moyens de calcul permettent d'explorer des problèmes nouveaux parce que nous bénéficions de meilleures capacités de simulation numérique. Nous pouvons également progresser par ce biais dans l'application d'éléments de théorie économique, voire même d'esquisser de nouveaux problèmes économiques (échanges entre producteurs, transformateurs et consommateurs de bioénergies, intégrant la distribution spatiale des produits agricoles et des différents opérateurs).

L'un des domaines du PIREN-Seine sur lesquels nous pensons inscrire nos travaux est celui du changement climatique. Combiné aux problématiques de la disponibilité en eau, de la production de bioénergie, et du développement de systèmes de production à bas niveaux d'intrant, le changement climatique offre beaucoup de perspectives pour les travaux de recherche, avec pour champ d'application, le grand bassin de la Seine.

Enfin, la question des politiques publiques et de leur mise en œuvre à des fins de régulation des externalités environnementales et de l'utilisation des ressources naturelles devrait, pour longtemps, rester d'actualité. La recherche de progrès dans cette voie pourra nous inciter à travailler en interdisciplinarité, autant avec des chercheurs en sciences sociales qu'avec des chercheurs en bio-physico-chimie et en sciences du climat. Nous pensons que la participation à des projets à l'échelle européenne pourrait nous inciter à aller dans cette voie.

6 Références

Bourgeois C., Jayet P.A., (2015), Regulation of relationships between heterogeneous farmers and an aquifer accounting for lag effects, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 59, pp 1-21, doi: 10.1111/1467-8489.12102

Jayet et al, (2015), The European agro-economic AROPAj model, 170p, free access: https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie_publicue/Publications (cliquer sur la page: “Documentation Aropaj”)

Jayet P.A., Lungarska A., (2015), Nitrate pollution and tax differentiation applied to France, en révision

Jayet P.A., Petel E., (2015), Economic valuation of nitrogen content of urban organic residue by the agricultural sector, en révision.

Bourgeois C., Ben Fradj N., Jayet P.A., (2014), How cost-effective is a mixed policy targeting the management of three agricultural N-pollutants?, *Environmental Modeling and Assessment*, Volume 19, Issue 5 (2014), pp 389-405.

Jayet P.A., Petsakos A., (2013), Evaluating the efficiency of a uniform N-input tax under different policy scenarios at different scales, *Environmental Modeling and Assessment*. Vol 18, Issue 1, pp 57-72.

Bourgeois C. Habets F., Jayet P.A., Viennot P., (2014), Estimating the marginal social value of agriculturally-driven nitrate concentrations in an aquifer: a combined theoretical-applied approach, under review.

Cantelaube P, Jayet P.A., Carré F., Bamps C., Zakharov P, (2012), Geographical downscaling of outputs provided by an economic farm model calibrated at the regional level, *Land Use Policy*., vol. 29, pp 35-44.

Godard C., Roger-Estrade J., Jayet P.A., Brisson N., Le Bas C., (2008), Use of the available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU, *Agricultural Systems*, vol. 97, n° 1–2, pp. 68–82.

Scénarios prospectifs du système hydro-agro-alimentaire du bassin de la Seine et conséquences en matière de qualité de l'eau¹

Gilles Billen¹, Luis Lassaletta¹, Josette Garnier¹, Vincent Thieu¹, Marie Silvestre¹,
Antsiva Ramarson¹, Julia Le Noë¹, Sylvain Théry¹

¹IUPMC/CNRS UMR Metis 7619, Paris

* gilles.billen@upmc.fr

Sommaire

1	Introduction	247
2	Territoires et methodes	249
3	Construction des scenarios	254
4	Evaluation des scénarios en termes de qualité de l'eau	267
5	Conclusion.....	271
6	Références	272

1 Introduction

De nombreux modèles, tels que SWAT (Arnold et al, 1998 ; Neitsch et al, 2005), PEGASE (Everbecq et al, 2005) et SENEQUE/RIVERSTRAHLER (Billen et al., 2000; Ruelland et al., 2007), se sont attachés à évaluer l'effet qui peut être attendu en termes de réduction de la contamination des eaux, de diverses mesures prises en matière de traitement des eaux usées ou de pratiques agricoles (Cugier et al, 2005; Lancelot et al.2011; Passy et al., 2013 ; Gallois et al, 2015). Dans toutes ces applications, cependant, les scénarios explorés ne peuvent guère aller au-delà d'aménagement techniques apportés à l'assainissement ou aux pratiques agricoles, sans changement structurel du système dans lequel ces pratiques sont insérées. Pourtant, de nombreuses études montrent que si les progrès de l'assainissement urbain et les réglementations agro-environnementales mises en œuvre depuis les années 1990 ont permis de stabiliser la contamination azotée des eaux, des changements beaucoup plus radicaux seraient nécessaires pour en réduire le niveau en dessous des seuils de risque (Thieu et al., 2010, 2011; Garnier et al., 2014).

D'autres outils doivent donc être mobilisés pour élargir le champ des scénarios à explorer. L'enjeu est bien de définir les conditions d'une organisation de la chaîne agro-alimentaire des territoires qui leur permettent de produire et de consommer leur nourriture sans compromettre la qualité de leurs ressources hydriques et de leurs milieux aquatiques. La mondialisation des échanges de denrées

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Billen G., Lassaletta L., Garnier J., Thieu V., Silvestre M., Ramarson A., Le Noë J., Théry S., (2016) – Scenarios prospectifs du système hydro-agro-alimentaire du bassin de la Seine et conséquences en matière de qualité de l'eau. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

alimentaires contraint par ailleurs à mener aussi cette réflexion à une échelle internationale. En effet, le système agro-alimentaire européen et mondial est en crise ouverte, tant sur le plan, de sa capacité à faire face à la demande alimentaire de la population des pays du Sud et de la soutenabilité économique des exploitations agricoles du Nord comme du Sud, que sur le plan sa durabilité environnementale.

Ce constat est à la base d'un foisonnement de réflexions sur l'avenir possible du système agro-alimentaire, à diverses échelles d'analyse. La figure 1 en recense quelques-unes parmi les plus représentatives des démarches menées en France au cours des dernières années. A l'échelle des aires d'alimentation de captage d'eau potable, de nombreuses démarches ont été initiées depuis le Grenelle de l'Environnement, visant le plus souvent à co-construire avec l'ensemble des acteurs impliqués des scénarios possibles de changement des pratiques agricoles en vue de limiter les émissions d'azote et de pesticides vers l'hydrosystème sur ces territoires; les chapitres 12, 13 et 14 en fournissent quelques exemples. A ce même niveau d'échelle géographique, le programme ANR-ESCAPADE s'attache à explorer les leviers d'actions offerts par la distribution spatiale des éléments paysagers pour atténuer les pertes d'azote de l'agriculture.

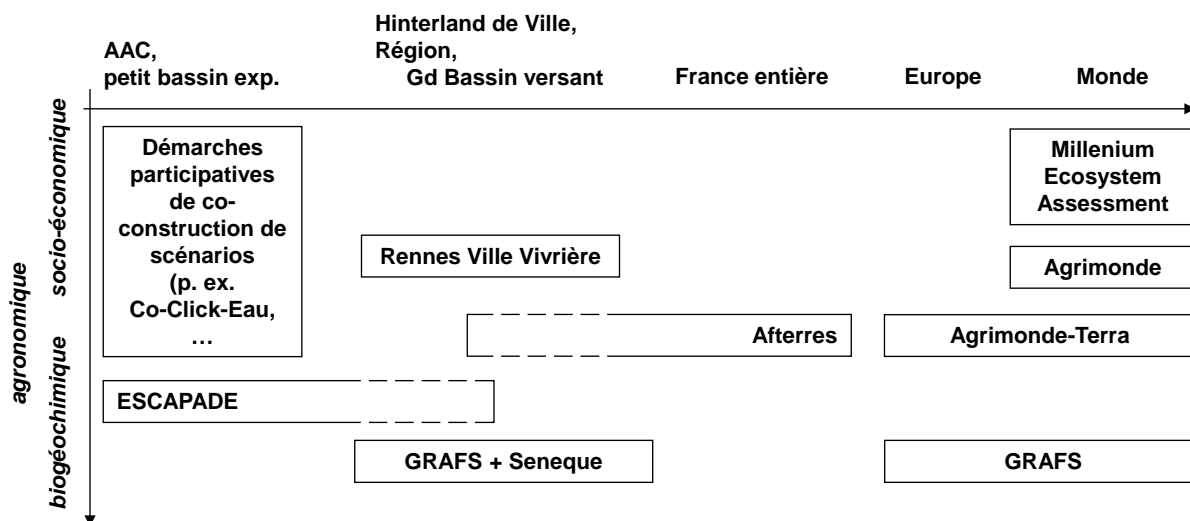


Figure 1. Recensement de quelques démarches de construction de scénarios prospectifs de la chaîne agro-alimentaire à diverses échelles.

A l'opposé de ces démarches à l'échelle locale, les réflexions initiées dans le cadre du Millenium Ecosystem Assessment (Alcamo et al, 2006), qui avaient abouti à définir les contours de 4 scénarios socio-économiques du monde (Global Orchestration, Order by Strength, Techno Garden, Adapting Mosaic) selon le degré de coopération internationale et de conscience environnementale, ont suscité la construction par l'INRA et le Cirad de deux scénarios contrastés de l'avenir des systèmes agro-alimentaires mondiaux à l'horizon 2050, Agrimonde GO et Agrimonde 1 (Paillard et al, 2010) : le premier est un scénario tendanciel, déterminé, comme le scénario Global Orchestration du MEA, par le développement économique, le second faisant appel de façon volontariste à une rupture agro-écologique. Une conclusion paradoxale de cette étude est que ce second scénario, s'il est largement préférable au premier en termes d'équité dans la répartition internationale des ressources alimentaire, et de pression environnementale, fait appel à un commerce international beaucoup plus important que le premier, donc à une perte globale de souveraineté alimentaire. Cette question du compromis entre commerce international et pression environnementale de l'agriculture au niveau mondial a été

explorée de manière plus systématique par Billen et al (2015). Ils montrent, à l'aide de la démarche GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems, Billen et al., 2014) que parmi tous les scénarios de répartition équitable du régime alimentaire, ceux qui maximisent le niveau d'autosuffisance alimentaire sont aussi ceux qui minimisent la pression environnementale.

La démarche GRAFS, basée sur un modèle biogéochimique des flux d'azote à travers le système agro-alimentaire (voir ci-dessous), peut aussi s'appliquer à l'échelle de territoires régionaux comme l'hinterland nourricier d'une ville ou un grand bassin versant régional (Billen et al., 2012). A cette échelle, sur le cas de l'agglomération Rennaise, une démarche de prospective agronomique a été menée par C. Darrot (2014) montrant la possibilité de nourrir localement les 400 000 habitants de Rennes Métropole. Le scénario Afterres2050, d'abord proposé à l'échelle de la France entière (Solagro, 2012), puis décliné régionalement, propose lui aussi une image de ce que pourrait être le système agro-alimentaire français en 2050, dans l'hypothèse d'un régime alimentaire plus sain et moins riche en protéines animales, d'une considérable extensification de l'élevage, et de la généralisation de systèmes de cultures innovants tels que l'agriculture biologique, l'agriculture intégrée et l'agroforesterie. La démarche est basée sur l'analyse agronomique de fermes types dans chaque région française, pour définir ensuite, face aux besoins régionaux à satisfaire, l'optimum national de répartition de l'usage des terres. Le scénario Afterres2050, couplé au scénario NegaWatt 2011 qui prévoit un recours significatif aux énergies de biomasse, fait la part belle à la méthanisation des déjections animales, des résidus de culture et même des cultures de légumineuses intercalées dans les rotations et qui ne trouveraient pas de débouchés dans l'alimentation animale.

C'est dans ce contexte qu'ont été développées les approches prospectives du PIREN-Seine. Partant d'une description du fonctionnement actuel de la chaîne agro-alimentaire qui alimente la population du bassin, et des problèmes environnementaux qu'il génère (particulièrement en ce qui concerne l'altération des ressources en eaux), nous avons cherché à définir le fonctionnement d'un système alternatif cohérent qui minimise ces altérations tout en répondant à la demande locale et internationale, elles-mêmes repensées. Ce scénario ne doit pas être considéré comme prescriptif, ou destiné à montrer ce que devrait être le système agro-alimentaire futur. Sa vocation est simplement d'explorer les conséquences d'un choix extrême de généralisation de pratiques déjà existantes mais minoritaires.

2 Territoires et Méthodes

2.1 Les territoires de problématique

L'analyse de l'approvisionnement de l'agglomération parisienne (Billen et al., 2009, 2012 ; Bognon et al., 2015) révèle que, si le bassin de la Seine a longtemps constitué l'hinterland nourricier principal de Paris, cette fonction est aujourd'hui assurée, en raison de la spécialisation des activités agricoles, par un territoire bi-polaire comprenant d'une part le bassin parisien qui continue d'assurer l'essentiel des besoins en céréales de la capitale, tout en exportant la plus grande part de sa production, et d'autre part le Grand Ouest, tourné vers un élevage très dépendant des importations de soja sud-Américain, et qui couvre la plus grande partie des besoins en produits animaux de la population francilienne (Le Noé et al., 2015).

Si les scénarios discutés ici ont été établis dans le cadre du projet européen SeasERA EMOSEM à l'échelle de territoires agricoles homogènes définis pour l'ensemble de la façade Atlantique de l'Europe, du Rhin au Guadalquivir, nous n'en présenterons ici que les résultats relatifs au bassin de la Seine d'une part (69 000 km² couvrant en tout ou partie les régions Ile-de-France, Picardie,

Champagne-Ardenne-Yonne, Bourgogne, Lorraine, Haute Normandie, Calvados-Orne, Eure et Eure-et-Loir), et d'autre part au Grand Ouest (Bretagne, Loire Aval et Manche, 65 200 km²) (Figure 2).

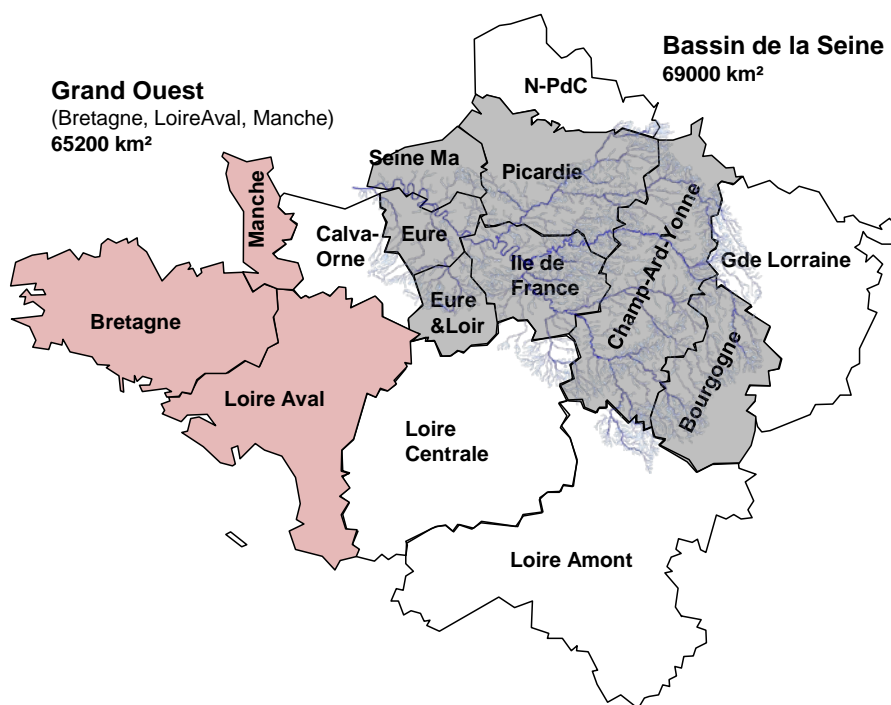


Figure 2. Carte schématique des régions agricoles des deux pôles constituant l'aire principale d'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne.

Les chiffres relatifs à l'ensemble du territoire Français seront cependant mentionnés pour comparaison. Pour ce qui est de l'évaluation de la qualité de l'eau, nous présenterons les résultats relatifs à tous les bassins versant de la côte Picarde à la Loire.

2.2 L'approche GRAFS

L'approche GRAFS est basée sur un bilan détaillé des flux d'azote impliqués dans la production, la transformation et la consommation de produits animaux et végétaux dans un territoire, ainsi que des fuites d'azote associées vers l'environnement (Figure 3). En formalisant les relations entre ces différents flux, elle permet d'établir un lien direct entre différents aspects du système hydro-agro-alimentaire, comme par exemple,

- le lien entre élevage, surfaces prairiales et cultures fourragères ;
- le lien entre régime alimentaire de la population, structure productive du territoire et échanges commerciaux ;
- le lien entre fertilisation des terres arables et des prairies et les pertes environnementales d'azote.

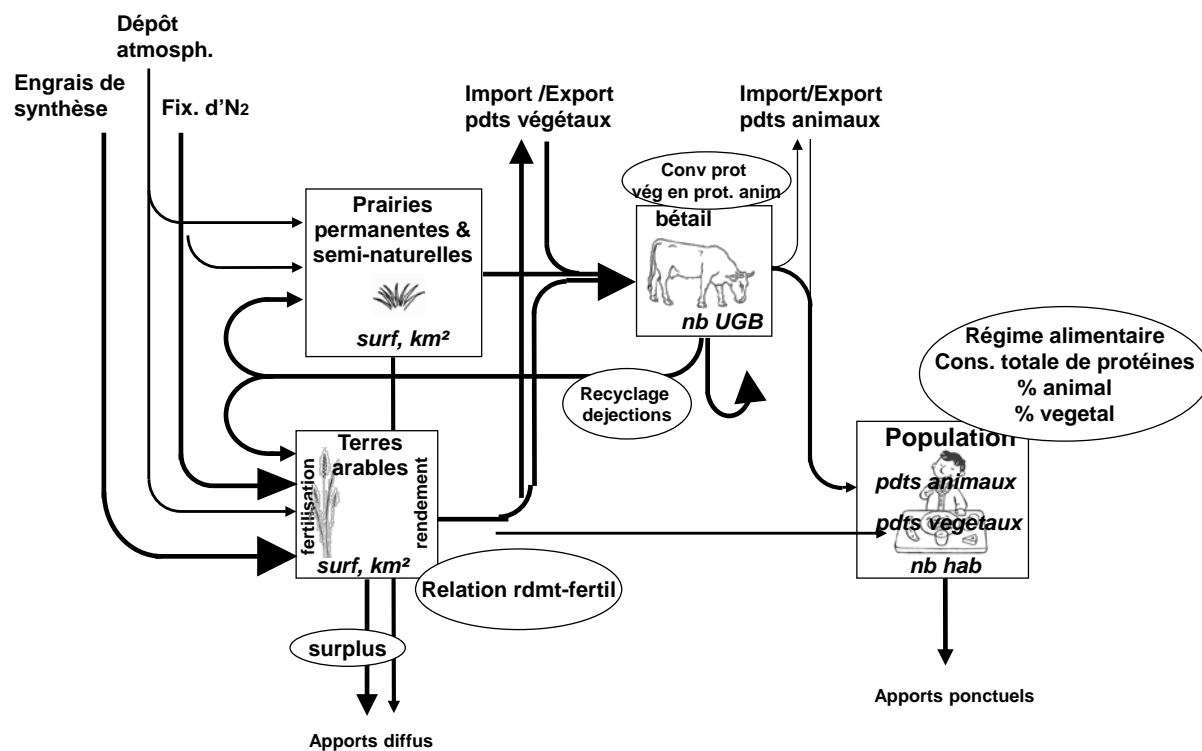


Figure 3. Le modèle GRAFS des relations entre les différents flux d'azote impliqués dans les systèmes agro-alimentaires.

Complété des connaissances acquises sur la relation surplus lessivage (voir Anglade et al, 2015a), ce modèle peut être directement couplé au modèle Riverstrahler qui permet alors le calcul des transferts d'azote à travers l'hydrosystème et de la qualité des ressources hydriques (Figure 4).

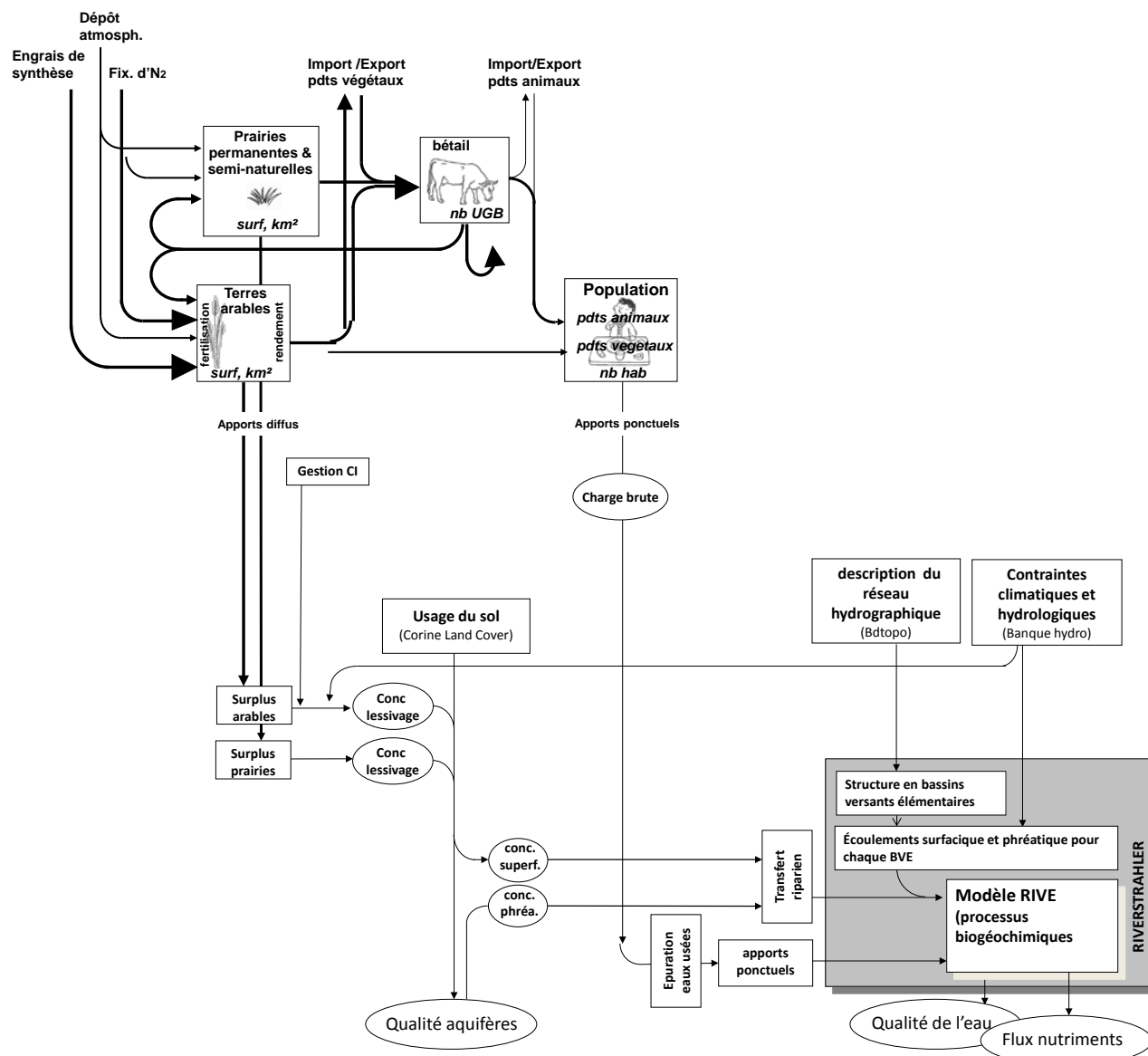


Figure 4. Connexions entre le modèle GRAFS et le modèle Riverstrahler, permettant l'évaluation des conséquences d'une modification structurale du système agro-alimentaire en termes de qualité de l'hydrosystème.

Dans le cadre du projet EMOSEM destiné à appliquer le modèle Riverstrahler à une grande échelle spatiale, celle de la façade Atlantique du Rhin au Guadalquivir, une nouvelle plateforme de modélisation a été élaborée pour remplacer l'appli Seneque de Riverstrahler, développé au cours de la phase 4 du PIREN-Seine. Le modèle Riverstrahler, tout comme la plateforme de modélisation qui permet de calculer les contraintes de manière souple à partir d'une base de données associées, ont été complètement recodés en langage Python. Cette plateforme permet, grâce à une collection de scripts, de renseigner tous les bassins versant >300km² afin de transcrire leur caractéristiques en contraintes pour le calcul des flux de nutriments et des compartiments écologiques tels que formalisés dans Riverstrahler (Figure 5).

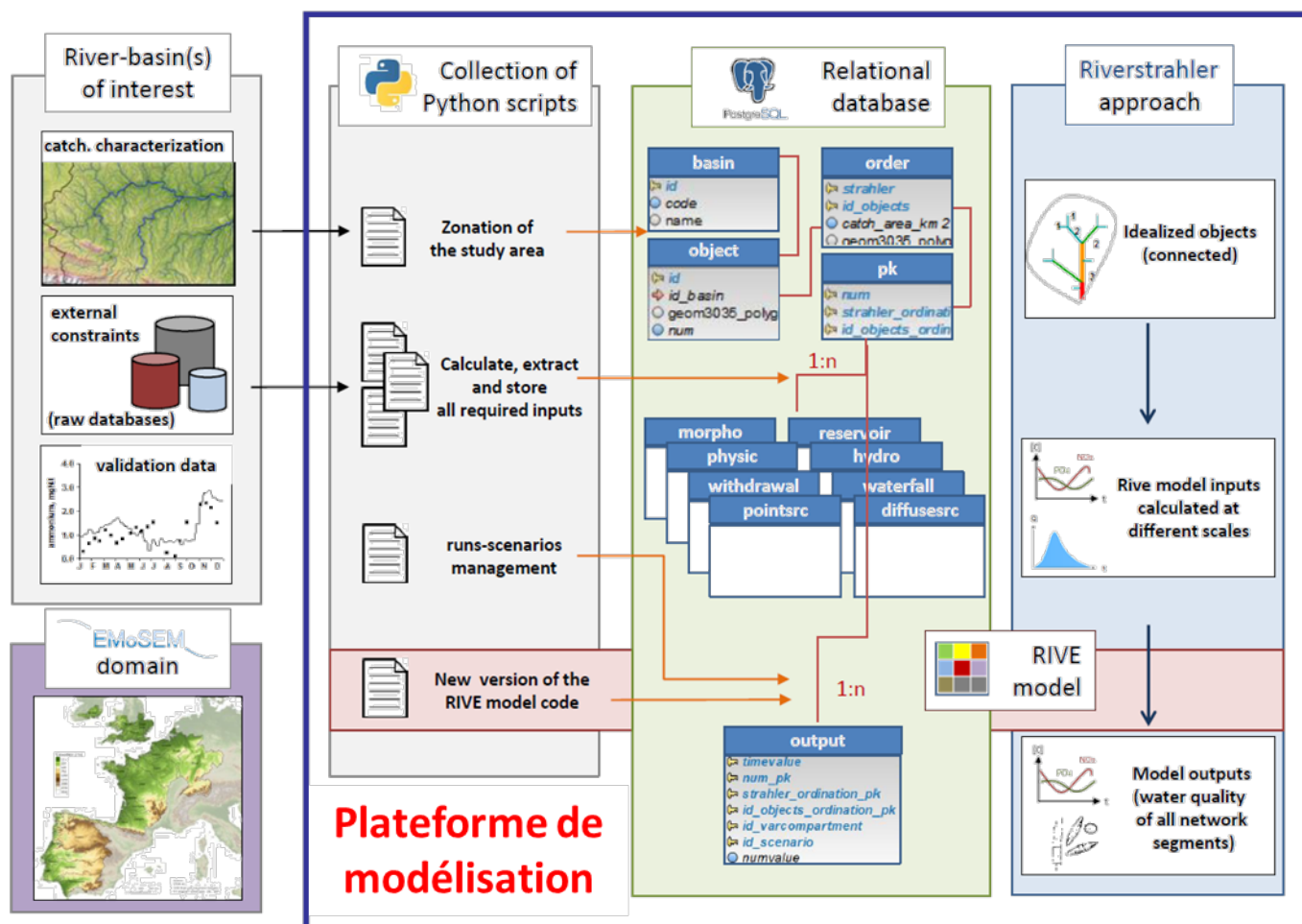


Figure 5. Nouvelle plateforme de modélisation (nommée PyNuts dans sa phase de développement) intégrant le modèle Riverstrahler dans une série d'outils pilotant le calcul des contraintes à partir de diverses bases de données.

Avec l'appli Seneque ou avec la plateforme de modélisation, nommée PyNuts dans sa phase de développement, les scénarios définis par leur représentation GRAFS peuvent être traduits en contraintes pour le calcul de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique de chaque bassin versant concerné.

3 Construction des scénarios

3.1 La situation de référence actuelle

Les caractéristiques du fonctionnement actuel du système agro-alimentaire du bassin de la Seine et du Grand Ouest sont rassemblées dans le tableau 1, et schématisées dans la figure 6, qui résume bien les orientations productives contrastées des deux territoires, le premier spécialisé dans les grandes cultures d'exportation, le second dans l'élevage avec une forte dépendance extérieure en protéines fourragères.

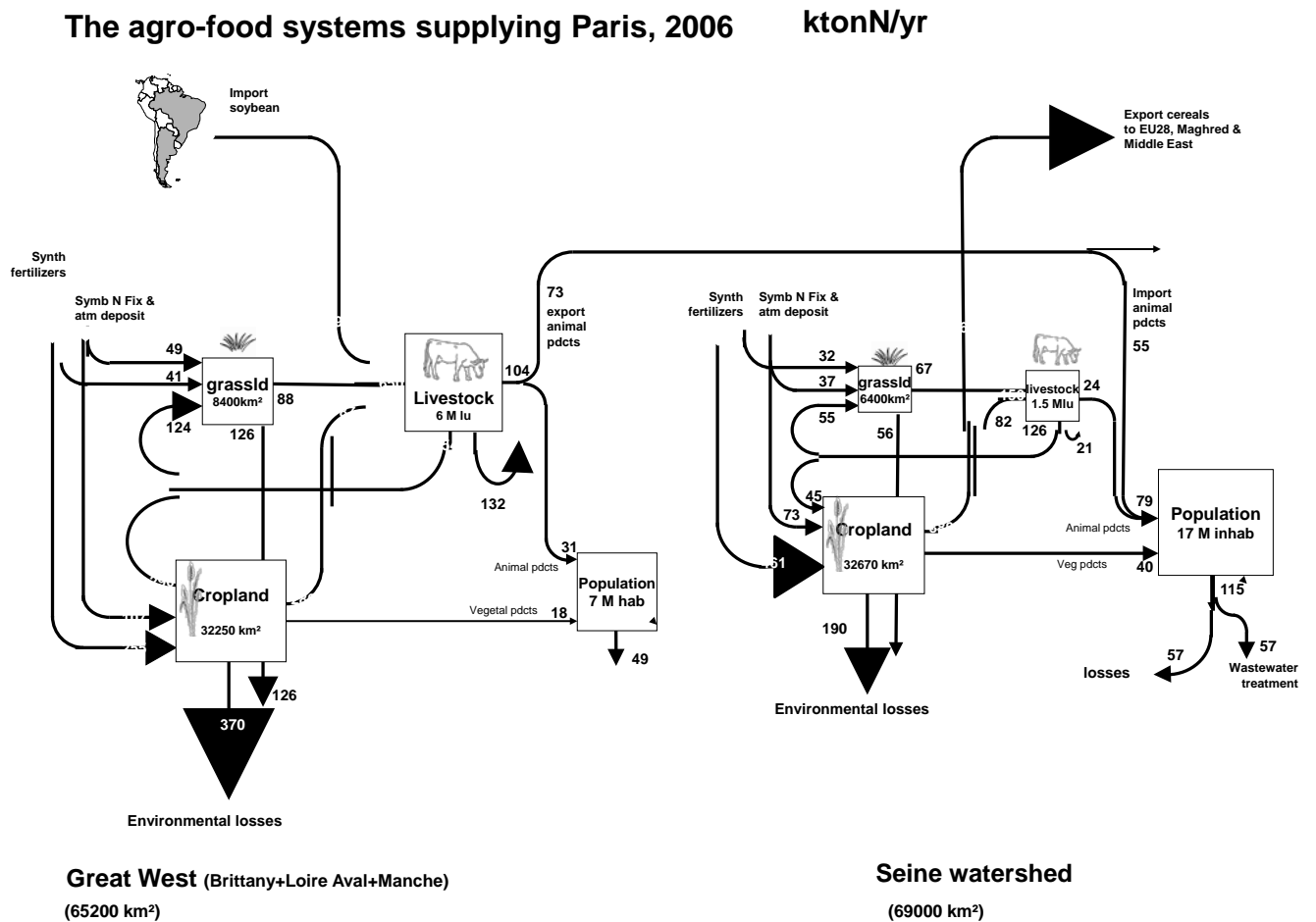


Figure 6. Fonctionnement actuel en termes de flux d'azote du système Agro-alimentaire des territoires du bassin de la Seine et du Grand Ouest.

Tableau 1. Caractéristiques et principaux flux d'azote dans le système agro-alimentaire du bassin de la Seine, du Grand Ouest et de la France entière en 2006 (données Eurostat)

		TOTAL Seine	TOTAL GdOuest	France entière
surface	km ²	69713	65160	540498
population	M hab	17	7	64
cons totale (FAO)	ktN/an	119	51	458
	kgN/cap/an	7.2	7.2	7.2
cons prot végétales	ktN/an	40	17	160
cons prot animales (hors poisson)	ktN/an	79	34	279
surface agricole				
SAU	ha	3906940	4067964	26067544
prairies permanentes	ha	640108	842103	8047389
terres arables	ha	3266832	3225861	18020155
cheptel				
UGB	M UGB	1.5	6	21
UGB/haSAU	UGB/ha	0.38	1.58	0.8
production animale totale	ktN/an	24	104	335
conveff	sd	0.16	0.16	0.16
ingestion	ktN/an	150	649	2095
excretion totale	ktN/an	126	545	1759
fertilisation & production terres arables				
déject animales s/ terres arables	ktN/an	45	290	680
engrais synth s/ terres arables	ktN/an	461	255	1891
fix symbiot s/ terres arables	ktN/an	39	67	248
dépôt atm	ktN/an	34	39	187
total apport N sol arable	kgN/ha/an	178	202	167
surplus sol arable	ktN/an	190	370	1298
	kgN/ha/an	58	115	72
Ymax	kgN/ha/an	363	153	219
production totale terres arables	ktN/an	389	280	1708
	kgN/ha/an	119	87	95

fertilisation & production prairies permanentes				
déject animales s/ PP	ktN/an	55	124	704
engrais synth s/ PP	ktN/an	32	41	341
fix symbiot s/ PP	ktN/an	30	39	340
dépôt atm	ktN/an	7	10	89
total apport N prairies permanentes	kgN/ha/an	192	255	183
surplus prairies perm	ktN/an	56	126	705
	kgN/ha/an	88	150	88
Ymax	kgN/ha/an	229	178	200
production prairies permanentes	ktN/an	67	88	769
	kgN/ha/an	105	105	96
total production agricole	ktN/an	456	369	2476
imports (+) / exports (-)				
net import vegetal (bilan)	ktN/an	-266	298	-222
net import animal (bilan)	ktN/an	55	-70	-56
autotrophy/heterotrophy				
autotrophy	ktN/an	456	369	2476
heterotrophy	ktN/an	245	596	2217

Les surplus générés sur les terres arables dans les différentes régions des deux territoires s'échelonnent entre 48 et plus de 125 kgN/ha/an (Figure 7) ; ils sont particulièrement élevés dans le Grand Ouest en raison des excédents structurels de déjections animales dans cette région.

Surplus terres arables (kgN/ha/yr)

2006

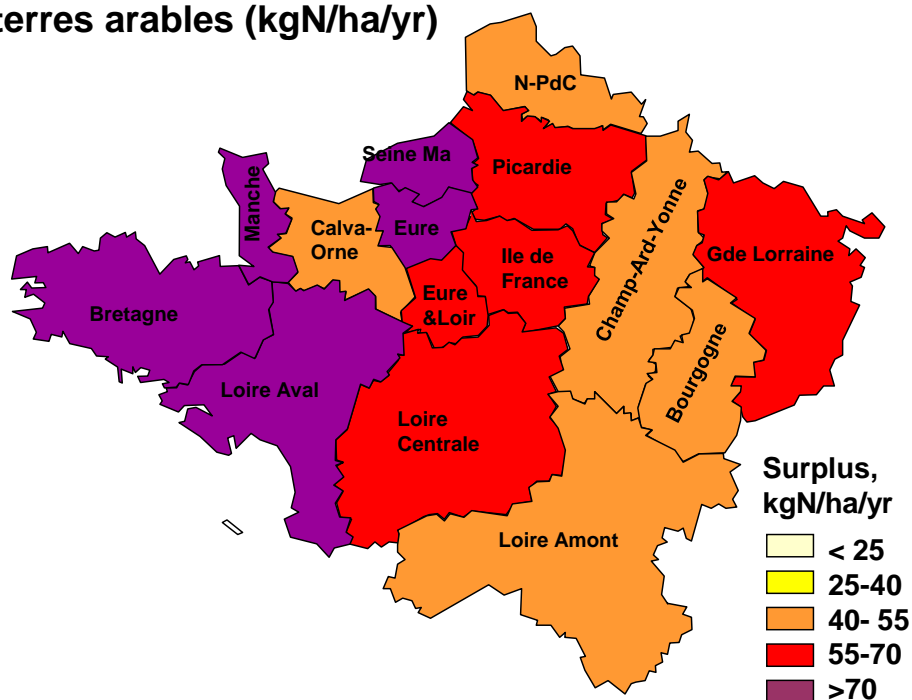


Figure 7. Surplus azoté sur les terres arables des différentes régions du Nord de la France en 2006.

Ces caractéristiques constituent la référence à partir de laquelle juger les différents scénarios décrits ci-après.

3.2 Poursuite des efforts en matière de traitement des eaux usées urbaines et raisonnement de l'agriculture

Un premier scénario consiste dans la simple amélioration du niveau de traitement des eaux usées urbaines. La Directive Européenne sur les Eaux Résiduaires Urbaines (DERU) prévoit l'implémentation d'un traitement tertiaire éliminant 70% de la charge azotée et 80% de la charge en phosphore de toutes les agglomérations de taille supérieure à 2000 habitants en zone sensible à l'eutrophisation, ce qui est le cas des territoires concernés. Ce scénario ne change que très marginalement les flux d'azote du système agro-alimentaire du fait que d'une part, la pollution azotée est surtout d'origine diffuse, et que d'autre part, les principales stations d'épuration du bassin ont pour la plupart d'entre elles déjà été mise aux normes.

En matière de changement des pratiques agricoles, le scénario le plus probable consiste dans l'application stricte des mesures réglementaires de raisonnement de la fertilisation, rendues contraignantes dans les zones sensibles. Une bonne partie de ces mesures, visant l'équilibre de la fertilisation par rapport aux besoins des cultures compte tenu d'un objectif de rendement défini à partir des rendements observés au cours des 5 dernières années, sont déjà appliquées depuis plusieurs années, et font donc partie du scénario de référence (voir Anglade et al 2015b, chapitre 3 du présent rapport). La seule mesure, récemment rendue réglementaire en zone sensible, et encore imparfaitement appliquée, consiste dans la généralisation de l'implantation de cultures intermédiaires piège à azote (CIPAN) pour éviter l'absence de couverture du sol en période de drainage hivernal avant les cultures

de printemps. Le scénario « Agriculture raisonnée » consistera donc dans la généralisation de ces CIPAN avant les cultures de printemps, sans autre changement de pratique de fertilisation ni modification des rotations culturales. Il en résulte une légère diminution de la fertilisation à objectif de rendement identique (-10 kgN/ha sur l'ensemble de la rotation par occurrence de culture de printemps, selon les préconisations du COMIFER, 2015; www.comifer.asso.fr/), donc une diminution équivalente du surplus. D'autre part, la relation entre surplus et lessivage s'en trouve modifiée du fait de la couverture du sol dans la période où le sol aurait autrement été laissé nu.

Anglade (2015b) a en effet proposé une formule empirique pour estimer le lessivage à partir du surplus à l'échelle du cycle de rotation, en tenant compte du niveau de couverture automnale du sol (ICA). Cet indicateur intègre à l'échelle d'une rotation complète l'abattement moyen de la lixiviation calculé par Justes et al (2012) pour différents types d'intercultures. Nous avons simplifié cette formule de la façon suivante :

$$\text{Lixiv (kgN/ha/an)} = 0.7 * (1 - \% \text{CIoccur} / 100 * .7) \cdot \text{surplus (kgN/ha/an)}$$

(où %CIoccur est la fréquence d'occurrence de culture intermédiaire dans la rotation)

Dans l'exemple d'une rotation triennale avec une culture de printemps, la lixiviation représenterait donc 54% du surplus avec CIPAN, contre 70% sans CIPAN, soit une réduction de lixiviation de 23% en plus de celle liée à la réduction du surplus par ajustement de la fertilisation.

Les CIPAN n'étant implantés qu'avant les cultures de printemps, c'est la fréquence de ces cultures dans les rotations actuelles qui limitent la portée de cette modification de pratique. Pour chaque région, nous avons estimé cette fréquence à partir de la place des cultures de printemps (orge, maïs, pomme de terre, betterave, pois, tournesol, légumes de plein champ) dans l'assolement (Tableau 2). Elles n'y occupent que moins de 20%. Au total, la généralisation des CIPAN permettrait de réduire la lixiviation de 10 à 18% selon les régions (Tableau 2).

Tableau 2. Part des cultures de printemps dans l'assolement actuel des différentes régions, et calcul du surplus et de la lixiviation des terres arables correspondant à la généralisation de l'implantation des CIPAN avant cultures de printemps.

terres arables			Référence		Agri raisonnée	
	mm/yr	%CIocc	surplus kgN/ha/an	conc NO ₃ mgN/l	surplus kgN/ha/an	conc NO ₃ mgN/l
Bourgogne	289	30	48	12	45	9
Bretagne	323	27	124	27	121	21
Calvados-Orne	277	27	17	4	14	3
Champ-Ard-Yonne	240	40	48	14	44	9
Eure	215	21	71	23	69	19
Eure-et-Loir	183	30	64	24	61	18
Grande Lorraine	293	25	60	14	58	11
Ile-de-France	225	37	63	20	59	14
Loire Amont	355	30	52	10	49	8
Loire Aval	238	10	110	32	109	30
Loire Centrale	161	30	66	29	63	22
Manche	382	10	88	16	87	15
Nord Pas de Calais	228	40	49	15	45	10
Picardie	245	40	65	19	61	13
Seine Maritime	301	26	91	21	88	17

3.3 Changement radical de la chaîne agro-alimentaire (Sc Bio-Local-Demitarien)

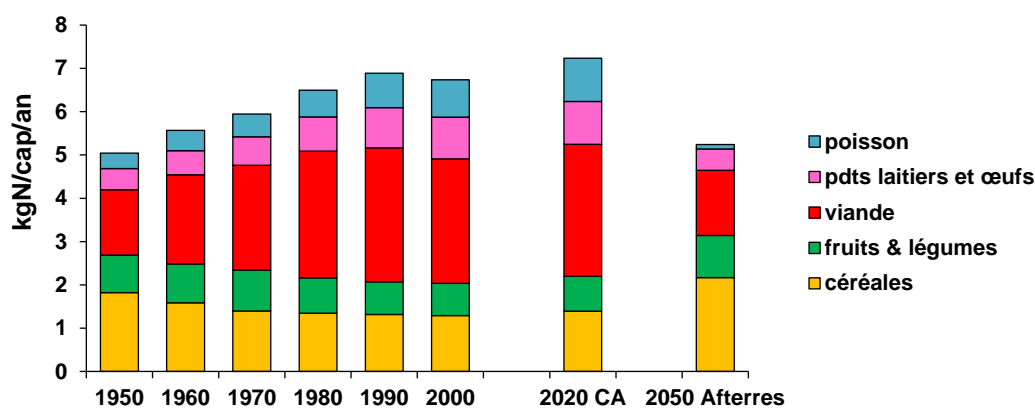
Partant de la structure actuelle du système agro-alimentaire des deux territoires, nous avons développé un scénario alternatif, basé sur un régime alimentaire plus sain et plus équitable, et sur une reconnexion locale de la production et de la consommation, ainsi que de l'agriculture et de l'élevage. Nous appelons ce scénario Bio-Local-Demitarien, conformément au nom donné à une première version de ce même scénario appliquée au bassin de la Seine (Billen et al., 2012). Les trois leviers actionnés dans ce scénario sont (1) le régime alimentaire moyen de la population, (2) la taille du cheptel animal et sa redistribution spatiale, (3) la généralisation d'une agriculture sans intrants chimique tirant ses ressources fertilisantes des disponibilités locales en déjections animales et de la fixation symbiotique des légumineuses.

3.3.1 Régime alimentaire

En matière de régime alimentaire humain, le scénario prévoit tout d'abord une réduction de 15% du gaspillage alimentaire (Gustaffson et al. 2011; Grizzetti et al., 2014), impliquant une politique pro-

active en ce sens. D'autre part, la fraction des protéines animales dans le total des protéines consommées est réduite à 35-40% (au lieu de 65% actuellement), ce qui s'accompagne d'une augmentation de la proportion des protéines végétales, conformément au régime demitarien prôné par la Déclaration de Barsac (www.nine-esf.org/barsac-declaration).

Cette modification du régime alimentaire avec réduction drastique de la consommation de protéines animales, est aussi celle proposée par le modèle Afterres2050 sur la base d'une analyse diététique des risques associés à l'excès de consommation de viande et de lait (Solagro, 2014). Le régime demitarien est en fait assez semblable au régime dit méditerranéen (Lassaletta et al., 2014a). Replacé dans l'évolution du régime alimentaire français depuis les années 1950, il correspond à ce qui était la norme au milieu du XXe siècle (Fig. 8).



	Consommation apparente (kgN/cap/an) (Hors poisson)	% prot animale
2006	6.9	64
Afterres2050	5.1	39
Bio-Local-Demitarien	5.8	36

Figure 8. Evolution du régime alimentaire français selon les données de disponibilité établies par le ministère de l'Agriculture (Anglade 2015, et hypothèse retenue dans le scénario Afterres2050 et Bio-Local-Demitarien.

3.3.2 Distribution du cheptel

En vue de reconnecter au maximum l'agriculture et l'élevage, ainsi que pour assurer autant que possible un approvisionnement alimentaire local à l'échelle des régions agricoles, la taille du cheptel de chaque région est tout d'abord ajustée aux besoins en protéines animales de la population, compte tenu du régime alimentaire défini plus haut, jusqu'à un maximum de 0.8 UGB/ha de terres agricoles, et sans descendre en dessous de 0,14 UGB/ha.

Les régions très peuplées qui ne peuvent pas subvenir à leurs besoins en protéines animales dans ces conditions, sont approvisionnées par les régions voisines qui ont encore des marges d'extension de leur cheptel. En outre, on s'interdit de réduire de plus d'un facteur 4 le cheptel des régions actuellement spécialisées en élevage intensif, comme la Bretagne. Dans l'ensemble de ces réaffectations, on considère que l'efficacité générale de la conversion des protéines végétales en protéines animales reste inchangée par rapport à sa valeur actuelle.

La figure 9 montre le résultat de cette redistribution des densités de bétail à l'échelle de la France entière. Quelques régions très peuplées, comme l'Ile-de-France, le Nord-Pas-de-Calais restent dépendantes des importations de produits animaux de régions excédentaires comme celles du Grand Ouest, qui continuent aussi à exporter vers le Maghreb, le Moyen Orient et l'Afrique. L'intensité de ces échanges est cependant très fortement réduite; à l'échelle nationale les exportations de protéines animales s'élèvent à 26 ktN/an, moins de la moitié du niveau actuel.

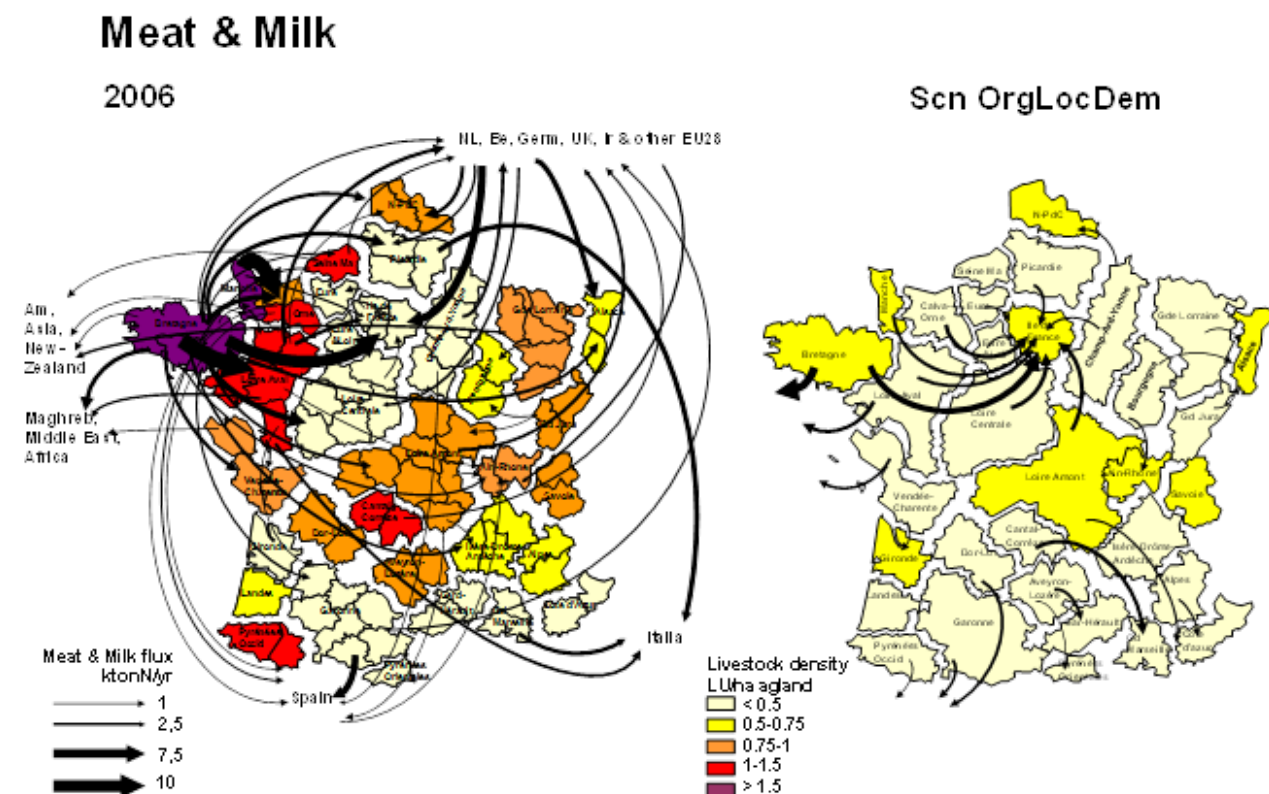


Figure 9. Distribution de la densité de bétail et principaux flux de commerce de produits animaux entre régions agricoles française dans la situation de référence (2006, à gauche) et dans le scénario Bio-Local et Demitarien (à droite).

3.3.3 Usage du sol et productivité agricole

La réaffectation du cheptel (notamment bovin) impose de revoir la distribution des prairies permanentes dans le scénario. Leur étendue dans chaque région est ajustée jusqu'à un minimum de 0,25 ha/UGB ; en aucun cas cependant, la surface totale en prairie permanente n'est autorisée à diminuer en dessous de sa valeur actuelle. La surface en terres arables est calculée par différence entre la surface agricole totale, maintenue inchangée, et la surface en prairies permanentes. Le résultat de cette redistribution n'affecte significativement la surface des prairies permanentes que dans les régions actuellement spécialisées en grandes cultures, où la surface de prairie a considérablement diminué au cours des dernières décennies. A l'échelle nationale cependant, la contribution des prairies à l'alimentation animale s'accroît très considérablement, passant de 37% actuellement à 51% dans ce scénario, en dépit d'une diminution absolue de la production d'herbe liée à l'extensification.

Les performances de l'agriculture actuelle dans chaque territoire sont caractérisées par la valeur du paramètre Y_{max} de la relation entre rendement (Y) et fertilisation azotée totale (F) (Lassaletta et al, 2014b):

$$Y = Y_{max} \cdot F / (F + Y_{max}) \quad (1)$$

qui implique que $Y_{max} = Y \cdot F / (F - Y)$ (2)

Dans le scénario, la capacité productive des systèmes de culture (Y_{max}) est maintenue inchangée, mais une autre rotation est supposée prendre place, avec plus de légumineuses fixatrices d'azote et aucun apport de fertilisants synthétiques. L'hypothèse de base est que la relation (1) et la valeur du paramètre Y_{max} restent applicables pour ce système alternatif. Cette hypothèse a pu être validée solidement dans le cas du bassin parisien (Anglade et al. 2015a et chapitre de ce rapport). Elle permet de recalculer la production agricole de chaque région à partir des ressources locales en fertilisation azotée. Celles-ci sont constituées (i) du dépôt atmosphérique, supposé identique à la référence actuelle, (ii) des apports de déjections animales recalculés à partir de la taille du cheptel, en considérant que 50% des déjections produites sont destinées aux terres arables après perte de 30% de l'azote par volatilisation, (iii) de la fixation symbiotique des légumineuses. Cette dernière est calculée à partir du rendement des cultures de légumineuses considérées dans la rotation, en utilisant la version simplifiée de la formule établie par Anglade et al. (2015c) (voir Lassaletta et al., 2014):

$$\begin{aligned} \text{Fix Symb} &= 1.47 \cdot Y \text{ (légumineuses fourrage)} \\ &= 1.18 \cdot Y \text{ (légumineuses graines)} \end{aligned}$$

Typiquement, dans le Nord de la France, on considère une rotation de 8 ans de type [Luz, Luz, Blé, autre céréale, Tournesol, Légumineuse graine, Blé, autre céréale] avec donc 3 années de légumineuses dont le rendement est pris identique à celui observé aujourd'hui pour ces cultures dans chaque région.

Dans le sud de la France, on a considéré une rotation biologique plus courte de type [Luz, Luz, Blé, autre céréale, Tournesol].

Le tableau 3 rassemble les caractéristiques fonctionnelles de ce scénario, qui sont aussi schématisées dans la figure 10 pour le bassin de la Seine et le Grand Ouest. Les surplus azotés des sols arables, principale source de pertes environnementales, sont représentés dans la Fig. 11, à comparer avec les valeurs correspondantes de la situation actuelle (Fig. 7)

GdOuest et Bassin de la Seine, Bio-Local-Demitarrien ktonN/an

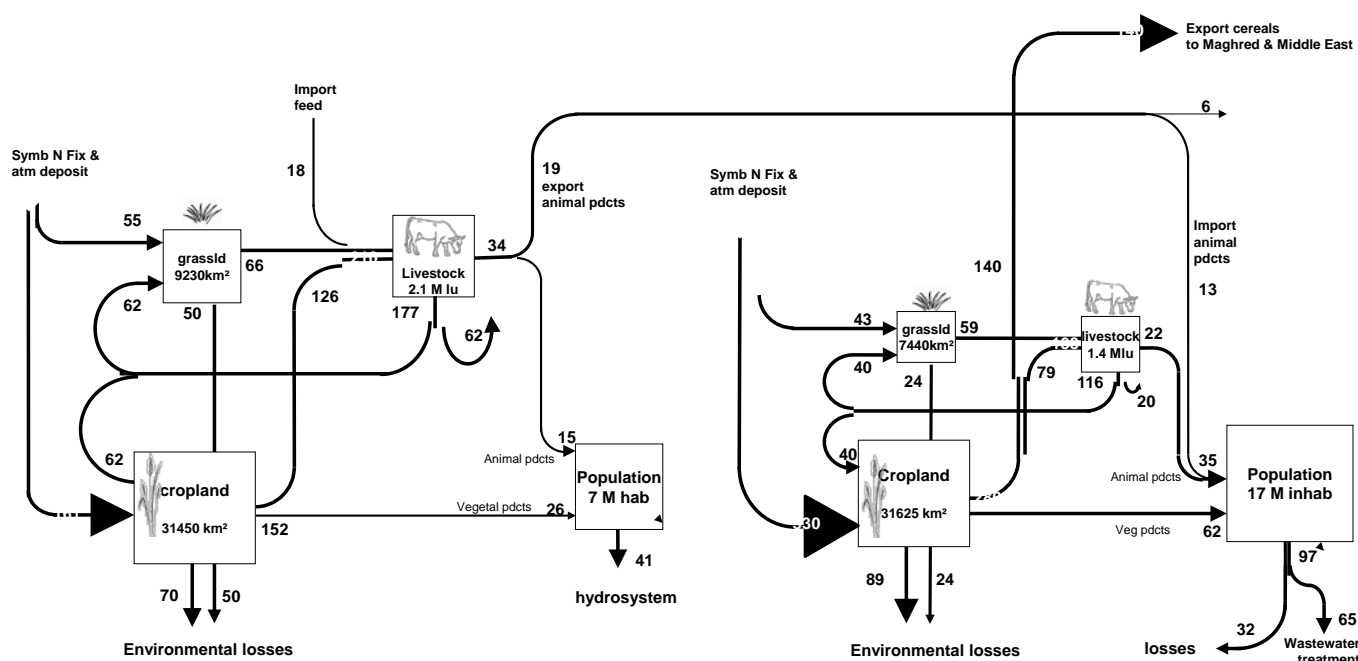


Figure 10. Fonctionnement en termes de flux d'azote du système Agro-Alimentaire des territoires du bassin de la Seine et du Grand Ouest dans le scénario Bio-Local et Demitarrien.

Tableau 3. Caractéristiques et principaux flux d'azote dans le système agro-alimentaire des territoires du bassin de la Seine, du Grand Ouest et de la France entière selon le scénario Bio-Local-Demitarrien

		TOTAL Seine	TOTAL GdOuest	France entière
surface	km ²	69713	65160	540498
population	M hab	17	7	64
cons totale (FAO)	ktN/an	101	43	389
	kgN/cap/an	6.1	6.1	6.1
cons prot végétales	ktN/an	62	26	237
cons prot animales (hors poisson)	ktN/an	35	15	136
surface agricole				
SAU	ha	3906940	4067964	26067544
prairies permanentes	ha	744445	922843	8495442
terres arables	ha	3162495	3145121	17572102

cheptel

UGB	M UGB	1.4	2.1	10
UGB/haSAU	UGB/ha	0.35	0.51	0.4
production animale totale	ktN/an	22	34	162
conveff	sd	0.16	0.16	0.16
ingestion	ktN/an	138	210	1014
excretion totale	ktN/an	116	177	852

fertilisation & production terres arables

déject animales s/ terres arables	ktN/an	40	62	298
engrais synth s/ terres arables	ktN/an	0	0	0
fix symbiot s/ terres arables	ktN/an	296	123	1183
dépôt atm	ktN/an	33	38	182
total apport N sol arable	kgN/ha/an	117	71	95
surplus sol arable	ktN/an	89	70	480
	kgN/ha/an	28	22	27
Ymax	kgN/ha/an	363	153	219
production totale terres arables	ktN/an	280	152	1183
	kgN/ha/an	89	48	67

fertilisation & production prairies permanentes

déject animales s/ PP	ktN/an	40	62	298
engrais synth s/ PP	ktN/an	0	0	0
fix symbiot s/ PP	ktN/an	34	43	357
dépôt atm	ktN/an	9	12	93
total apport N prairies permanentes	kgN/ha/an	112	126	88
surplus prairies perm	ktN/an	24	50	232
	kgN/ha/an	33	54	88
Ymax	kgN/ha/an	229	178	200
production prairies permanentes	ktN/an	59	66	517

	kgN/ha/an	79	72	61
total production agricole	ktN/an	339	218	1700
imports (+) / exports (-)				
net import vegetal (bilan)	ktN/an	-140	18	-448
net import animal (bilan)	ktN/an	13	-19	-26
autotrophy/heterotrophy				
autotrophy	ktN/an	339	218	1700
heterotrophy	ktN/an	217	220	1241

Surplus terres arables (kgN/ha/an)

Scn LocOrgDem

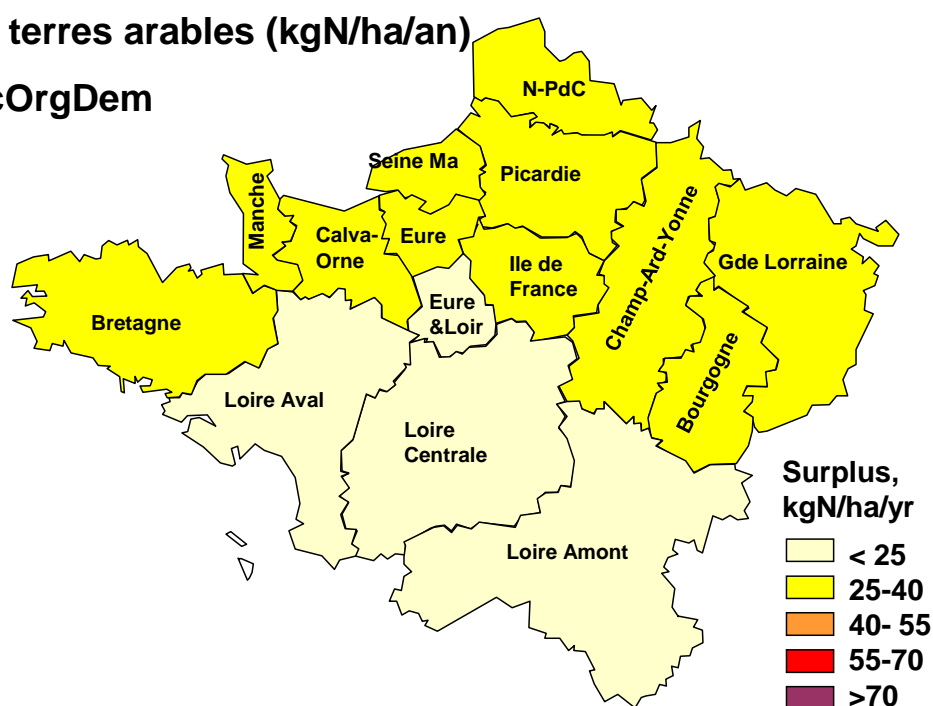


Figure 11. Surplus azoté sur les terres arables des différentes régions du Nord de la France dans le scénario Bio-Local-Demitarrien. (comparer avec la Fig 6)

Ce scénario Bio-Local-Demitarrien, sans doute extrême par les hypothèses très radicales qui le sous-tendent, n'apparaît pourtant pas comme totalement irréaliste. Son extension à l'échelle de la France (Tableau 4) montre un système agro-alimentaire qui subvient aux besoins de la population, sans compromettre les capacités exportatrices de la France. Si l'exportation de produits animaux est effectivement réduite de moitié par suite de la diminution drastique du cheptel, l'excédent de production agricole est au contraire bien supérieur à ce qu'il était dans le scénario de référence, en raison de la moindre demande d'aliments pour bétail. Cet excédent est disponible soit pour l'export, soit pour des usages non alimentaire comme la méthanisation ou la valorisation comme matière première.

Tableau 4. Comparaison de la balance alimentaire de la France dans le scénario de référence 2006 et le scénario Bio-Local-Demitarien

		France entière	
		2006	OrgLocDemit
population	Minhab	64	64
Surface agricole	M ha	26	26
% prairies permanentes	%	31	33
Effectifs bétail	M UGB	21	10
production lait & viande	ktN/an	335	162
fraction utilisée localement	%	83	84
Disponible pour l'export	ktN/an	56	26
Production des prairies	ktN/an	769	517
fraction besoins du bétail	%	37	51
Production terres arables	ktN/an	1708	1183
Dont légumineuses	ktN/an	545	941
ceréales & autres	ktN/an	1163	241
fraction besoins humains	%	726	102
Disponible pour l'export ou autres usages	ktN/an	222	448

3.4 Scénario Pristine

En complément des scénarios décrits ici, et afin de définir le niveau extrême de qualité environnementale correspondant à l'absence de toute perturbation humaine, un scénario quasi-pristine a été établi : il correspond à une couverture forestière complète des bassins versant, et à l'absence de toute perturbation directe au régime hydrologique (absence de barrages-réservoirs et de prélèvements), en maintenant toutefois les conditions climatiques actuelles.

Dans ce scénario, les apports diffus pris en compte sont ceux attribués à la forêt dans les scénarios actuels, qui s'élèvent à 0.15 mgN/l sous forme minérale (nitrate et ammonium) et 0.3 mgN/l sous forme organique. Les apports ponctuels se limitent aux apports de litière par la végétation riveraine, estimés entre 15 et 80 kgN/an et par km linéaire de cours d'eau selon l'ordre hydrologique, à partir des données de Chauvet et Jean-Louis (1988).

4 Evaluation des scénarios en termes de qualité de l'eau

Les outils de modélisation décrits précédemment rendent possible de simuler les conséquences environnementales des différents scénarios établis ci-dessus, à la fois en termes de concentrations nitriques de recharge des aquifères, de concentrations en nitrates dans les cours d'eau et de flux de nutriments apportés par les fleuves aux zones côtières marines.

4.1 Concentrations d'infiltration

Les concentrations sous-racinaires, calculées à partir des surplus moyens des terres arables et des prairies et des modes de gestion des intercultures, représentent aussi la concentration de recharge des aquifères, et fournissent donc un bon indicateur de la contamination potentielle des eaux souterraines à laquelle donne lieu un scénario agricole donné. Bien sûr un modèle hydrogéologique plus détaillé est nécessaire pour prendre en compte la variabilité spatiale et l'inertie temporelle de la contamination nitrique des eaux souterraines (cf Galois et al, 2015 ce rapport).

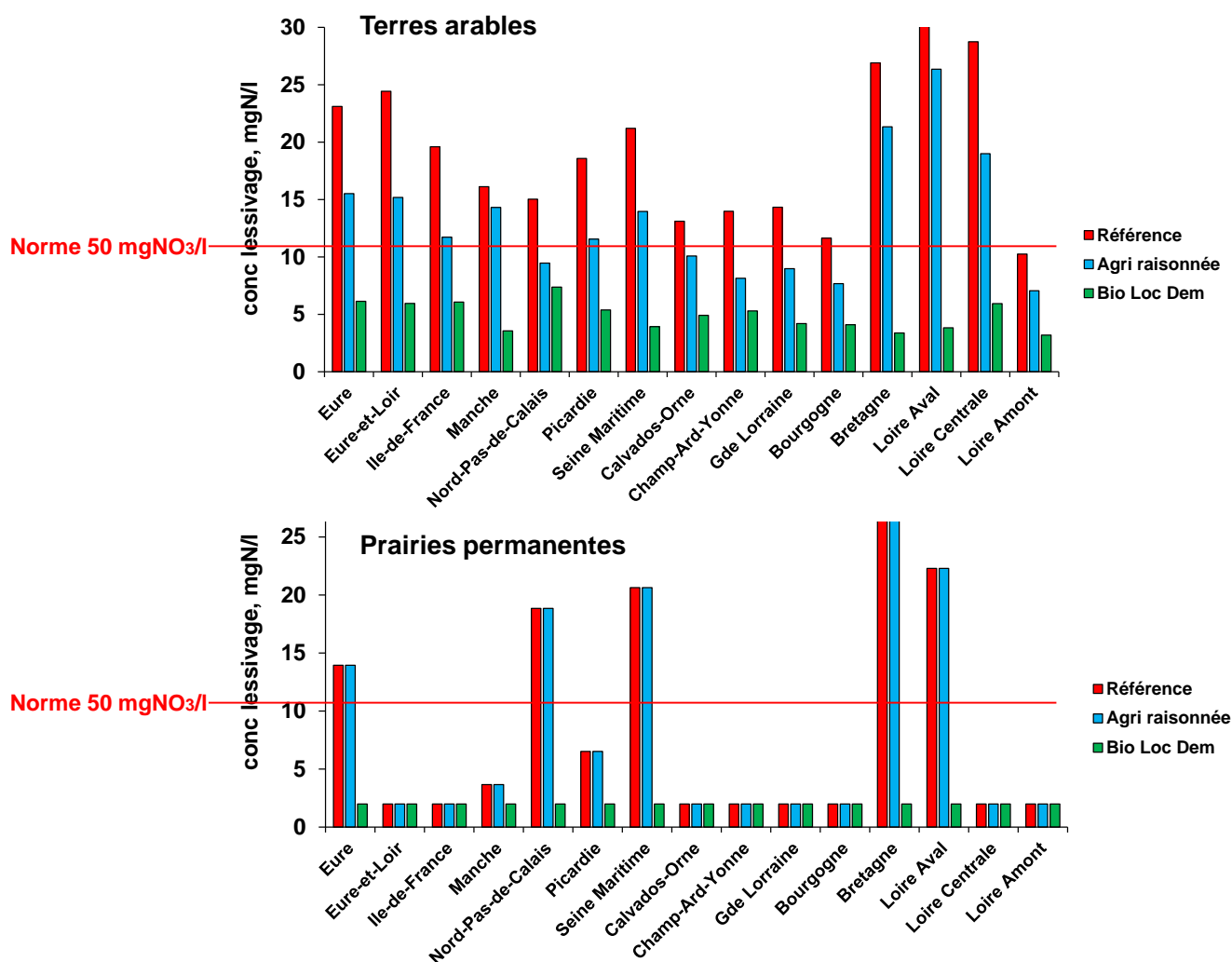


Figure 12. Concentration d'infiltration calculée pour les terres arables et les prairies des différentes régions agricoles du Nord de la France

La figure 12 permet néanmoins de montrer (1) que les pratiques agricoles actuelles ne permettent dans aucune région du Nord de la France la production sous terres arables d'une eau respectant les normes de potabilité de 11.3 mgN/l (=50 mgNO₃/l); (2) que la généralisation des bonnes pratiques de l'agriculture raisonnée, en ce compris la généralisation des cultures intermédiaires piège à azote avant toutes les cultures de printemps, ne suffit pas à atteindre cet objectif dans les deux tiers des régions considérées ; (3) que le scénario extrême de généralisation des pratiques de l'agriculture biologique et de reconnexion locale de l'agriculture et de l'élevage ainsi que de modification du régime alimentaire humain, permet d'atteindre une qualité d'eau très largement supérieure.

4.2 Contamination nitrique du réseau hydrographique

Le modèle Riverstrahler, que ce soit dans son applicatif Seneque (pour le bassin de la Seine et les petits fleuves côtier picards et normands) ou dans sa nouvelle plateforme PyNuts (pour les fleuves bretons et la Loire), permet de calculer les variations saisonnières de qualité de l'eau en tout point du réseau hydrographique, à partir de la connaissance du régime hydrologique et des apports ponctuels et diffus.

A titre d'exemple, la figure 13 montre les variations saisonnières simulées de la concentration en nitrates à l'exutoire du bassin de la Seine (station de Poses) au cours de la période 2002-2014 pour le scénario de référence, et les trois autres scénarios définis ci-dessus.

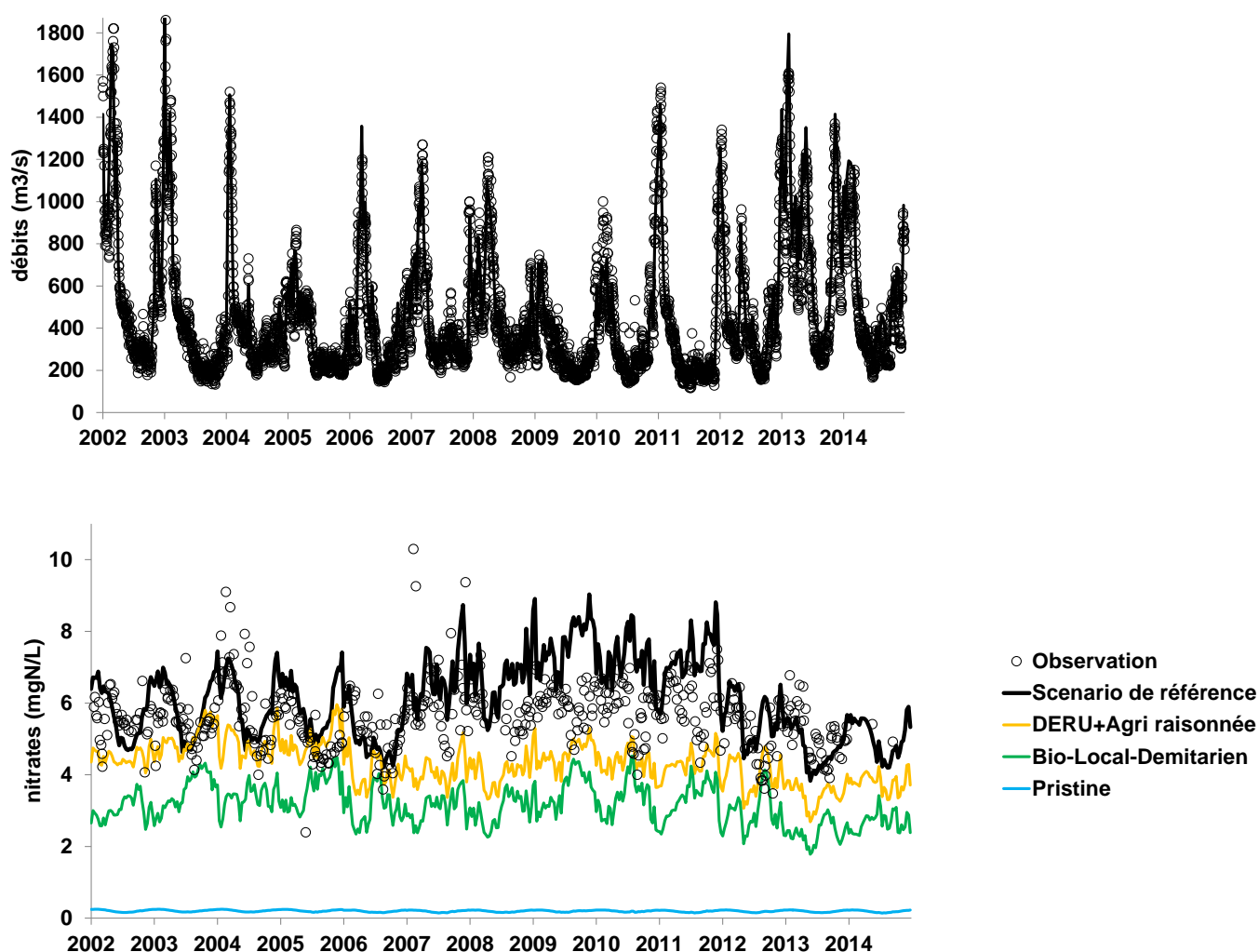


Figure 13. Simulation des débits et des concentrations nitriques dans la Seine à Poses pour la situation de référence (2002-2012), pour le scénario de mise aux normes des steps et d’agriculture raisonnée, pour le scénario Bio-Local et Demitarrien et pour le scénario quasi-pristine.

Les concentrations nitriques moyennes sur la période dans l’ensemble des réseaux hydrographiques concernés sont représentées cartographiquement dans la figure 14, qui permet de mettre en évidence les points chauds de contamination nitrique des eaux de surface actuellement, et de montrer les améliorations qui pourraient être attendues soit d’une politique d’agriculture raisonnée, soit d’une modification beaucoup plus profonde de la chaîne agro-alimentaire dans son ensemble. Notons à cet égard qu’une concentration de 2,25 mgN/l (= 10 mgNO₃/l) est considérée comme la limite supérieure à partir de laquelle la biodiversité des communautés aquatiques est significativement altérées (James et al, 2005).

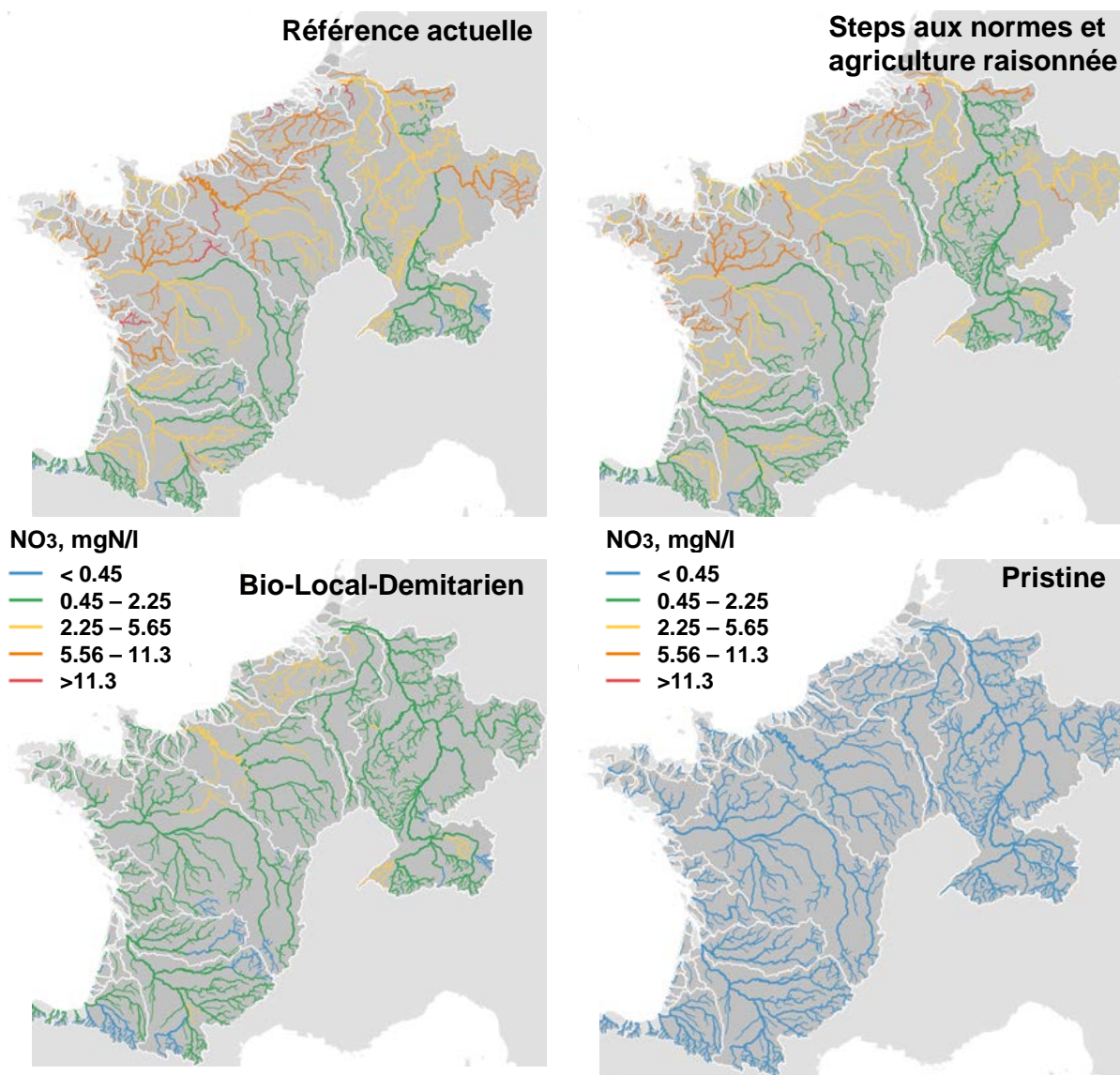
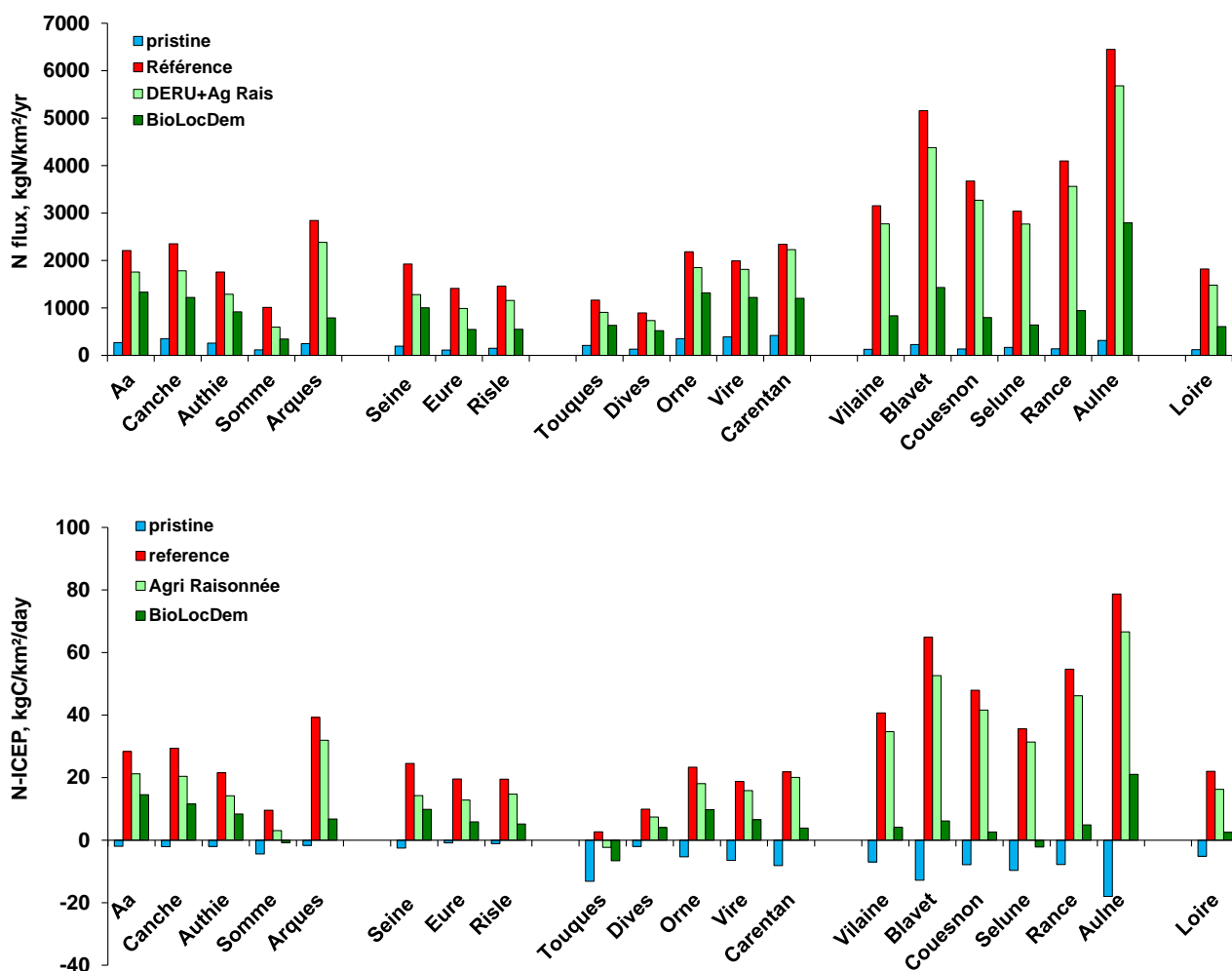


Figure 14. Simulation des concentrations nitriques moyennes interannuelles (période 2000-2012) dans le réseau hydrographique des fleuves de la façade Atlantique de la France pour la situation de référence actuelle, pour le scénario de mise aux normes des steps et d'agriculture raisonnée, pour le scénario Bio-Local et Demitarrien et pour la situation quasi-pristine.

4.3 Flux de nutriments aux zones marines côtières

En dehors de la contamination des eaux souterraines destinées à la production d'eau potable, un des aspects les plus préoccupants de la contamination nitrique des eaux continentales réside dans l'augmentation qu'elle engendre des apports d'azote aux écosystèmes marins côtiers. Quand les apports d'azote dépassent les apports de silice en proportion par rapport aux besoins de la croissance des diatomées marines, un grave déséquilibre dans la composition taxonomique du plancton marin en résulte, qui altère profondément le fonctionnement de l'écosystème. Compte tenu des concentrations en silice qui caractérisent le fond géochimique du bassin parisien, un plafond de 2 mgN/l (=10 mgNO₃/l) ne devrait pas être dépassé, ce qui correspond à une valeur nulle ou négative de l'Indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière (ICEP ; Billen & Garnier, 2007).

La figure 15 montre que seul le scénario Bio-Local et Demitarien permet de se rapprocher significativement de ce plafond.



5 Conclusion

Les efforts de raisonnement des pratiques agricoles menés depuis plusieurs décennies, si elles ont sans conteste permis de stabiliser les problèmes de contamination en nitrate des ressources hydriques ont aujourd'hui atteint leur limites sans que les niveaux atteints dans l'environnement ne soient redescendus à des valeurs acceptables pour la santé publique et le bon fonctionnement des écosystèmes. Le problème de la contamination par les pesticides reste entier.

Une profonde modification des modes de production agricole s'avère donc indispensable. Mais produire autrement implique de produire autre chose, ce qui impose une remise en cause complète de la structure du système hydro-agro-alimentaire. Trois leviers, qui font système, s'offrent à cet égard :

la généralisation des techniques de l'agro-écologie, la reconnexion de l'agriculture et de l'élevage, la redéfinition du régime alimentaire. Une démarche permettant d'analyser à la fois ces changements du système agro-alimentaire et son impact sur l'hydrosystème a été développée dans le cadre du programme PIREN-Seine.

Les résultats confirment que seule une remise en cause profonde du système, permettra de réduire significativement la pollution agricole, mais qu'en même temps cette remise en cause est possible et qu'un scénario alternatif radical est soutenable tant sur le plan de ses impacts environnementaux qu'en termes de réponse aux besoins nutritionnels de la population.

Les scénarios proposés s'ils n'ont pas valeur normative, ont au moins le mérite d'ouvrir le champ d'une réflexion créative sur l'agriculture du futur et sur les conditions de sa nécessaire transition écologique.

6 Références

Alcamo J, van Vuuren D and Cramer W (2006). Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios, In *ecosystems and human well-being: scenarios* ed S R Carpenter et al (Washington, DC: Island Press) pp 279–354

Anglade J, Billen G, Makridis T, Garnier J, Puech T et Tittel C. (2015a). Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139:82-92.

Anglade, J, Benoit M, Lassaletta L, Billen G, Josette Garnier J (2015b).. Performances agro-environnementale des systèmes de cultures : Bilan d'azote du sol et relations rendement, surplus, lessivage. Ce rapport.

Anglade, Juliette, Gilles Billen, and Josette Garnier. (2015c). Relationships for Estimating N₂ Fixation in Legumes: Incidence for N Balance of Legume-Based Cropping Systems in Europe. *Ecosphere* 6: art37.

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, Jr. (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, 73–89.

Billen, G. & Garnier, J. (2000). Nitrogen transfer through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER Model. *Hydrobiologia* 410: 139-150.

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., Barles S, Garnier J, Rouillard J. and Benoit P (2009) .The Food-Print of Paris: Long term Reconstruction of the Nitrogen Flows imported to the City from its Rural Hinterland. *Regional Environmental Change* 9: 13-24 DOI 10.1007/s10113-008-0051-y

Billen, G., Barles, S., Chatzimpiros, 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. *Regional Environmental Changes*. 12 : 325-336.

Billen, G; Garnier, J., Silvestre, M., Thieu, V., Barles, S., Chatzimpiros, P. (2012). Localising the nitrogen imprint of Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9, 607–616.

Billen, Gilles, Luis Lassaletta, and Josette Garnier. (2014) A Biogeochemical View of the Global Agro-Food System: Nitrogen Flows Associated with Protein Production, Consumption and Trade. *Global Food Security* 3–4 209-19.

Billen, G, Lassaletta & Garnier, J. (2015) A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Envir. Res. Letters* 10: 025001 doi:10.1088/1748-9326/10/2/025001

Bognon S, Barles S, Billen G, Garnier J. (2015). Les flux d’approvisionnement alimentaire de l’agglomération parisienne et leur gouvernance. Trajectoire socio-écologique du 18^{ème} au 21^{ème} siècles. Ce rapport

Chauvet E, Jean-Louis AM (1988). Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta oecologica. Oecologia Generalis* 9:265–79.

Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J., Ménesguen, A. (2005). Modelling eutrophication of the Seine Bight under present, historical and future Seine river nutrient loads. *Journal of Hydrology* 304: 381-396

Darrot, C. (2014) Rennes, ville vivrière ? *POUR*, 224 :404-414.

Everbecq E, Bourouag T, Markatos M, Deliège JF, Smits, J. (2005). Application du modèle PEGASE à l’échelle du Bassin de l’Agence (Bassins de la Loire, de la Bretagne et des côtiers Vendéens). Rapport final ; Agence de l’Eau LOIRE-BRETAGNE , juillet 2005.

Gallois N, Viennot P, Beaudoin N, Mary B, Le Bas C, Puech T (2015). Modélisation de la pollution nitrique des grands aquifères du bassin Seine-Normandie. Ce rapport.

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). *Journal of Environmental Management* 144, 125-134

Grizzetti B, Pretabo U, Lassaletta L, Billen G and Garnier J. (2013). The contribution of food waste to global and European nitrogen pollution. *Environm. Sci. & Policy* 33: 186-195.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A., 2011. Global Food Losses and Food Waste. *FAO Report, Rome* pp 38–39.

James C, Fisher J, Russel V, Collings S, Moss B. (2005) Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology*. 50, 1049–1063

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. *Science of the Total Environment*. 409 : 2179–2191

Lassaletta, L., Billen, G., Garnier, J., Romero, E. (2014a). How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at national scale: the case of Spain (1961-2009) *Regional Environmental Change*. 14: 785-797

Lassaletta, Luis, Gilles Billen, Bruna Grizzetti, Juliette Anglade, and Josette Garnier. (2014b) 50 Year Trends in Nitrogen Use Efficiency of World Cropping Systems: The Relationship between Yield and Nitrogen Input to Cropland *Environmental Research Letters* 9 : 105011.

Le Noé J, Billen G, Lassaletta L, Silvestre M, Garnier J (2015). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. Cahiers Agricultures (sous presse)

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R. (2005). SWAT Theoretical Documentation. [www:bcr.tamus.edu/swat/](http://www.bcr.tamus.edu/swat/)

Paillard S, Treyer S and Dorin B (2010) Agrimonde: Scénarios et défis pour nourrir le monde en 2050 (Paris: Quae)

Passy, P., Gypens, N., Billen.G., Garnier, J., Thieu, V., Rousseau V., Callens, J., Parent J-Y., Lancelot, C. (2013). A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *J. Mar Syst.* 128 :106–122 (DOI 10.1016/j.jmarsys.2013.05.005)

Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007) SENEQUE: a multi-scaled GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment.* 375 : 257–273

Solagro, (2014) Afterres2050: Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050. <http://www.solagro.org/site/393.html>

Sutton M, Howard C, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B, 2011. The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press. 601 pp.

Thieu, V., Garnier, J., Billen, G. (2010). Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. *Science of the Total Environment.* 408: 1245–1255

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. *Regional Environmental Changes.* 11: 359-370

Reconnecter l'élevage et la grande culture pour réduire la pollution diffuse : le cas du bassin de l'Orgeval¹

Josette Garnier^{1*}, Juliette Anglade¹, Marie Benoit¹, Gilles Billen¹, Luis Lassaletta¹,
Paul Passy¹, Gaëlle Talleg²

Avec la collaboration de Patrick Ansart², Abdel Azougui¹, Cyril Gisbert¹,
Anun Martinez¹, Benjamin Mercier¹

¹UPMC, CNRS UMR 7619 Metis, BP 123, Tour 56-55, Etage 4, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

²IRSTEA HBAN, Centre d'Antony, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes, Antony Cedex CS 10030, France

³INRA, ASTER Domaine du Joly 662 avenue Louis Buffet 88500 Mirecourt, France

**josette.garnier@upmc.fr*

Sommaire

1	Introduction	275
2	Site d'étude et méthodologie.....	277
3	Résultats	281
4	Conclusions et perspectives.....	288
5	Références	289

1 Introduction

Depuis l'après-guerre, l'usage des engrais de synthèse dans l'agriculture a contribué à des fuites accrues d'azote dans l'environnement, provoquant en particulier une contamination des eaux de surface et des aquifères, ainsi que des émissions de gaz à effet de serre (N₂O et NH₃) dont les conséquences négatives sur la santé humaine et la biodiversité sont reconnues (Galloway et al 2003; Sutton et al 2011). L'ouverture du cycle de l'azote s'est aussi manifestée par une spécialisation agricole (soit en grandes cultures soit en élevage), tant à des échelles continentales que régionales (Lassaletta et al. 2014 ; Billen et al 2015 ; Le Noé et al, ce volume).

Alors que le phosphore (P) provenant des eaux usées domestiques a considérablement diminué au cours des 10 dernières années (Passy et al al, 2013; Romero et al, 2013), réduisant l'eutrophisation des eaux de surface, l'azote (N) lixivie malgré l'application de bonnes pratiques agricoles, a continué à contaminer les eaux souterraines et de surface. A la zone côtière, en baie de Seine, les flux d'azote en provenance du bassin

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Garnier J., Anglade J., Benoit M., Billen G., Lassaletta L., Passy P., Talleg G., (2016) – Reconnecter l'élevage et la grande culture pour réduire la pollution diffuse : le cas du bassin de l'Orgeval. Dans « Quelle agriculture pour demain ? », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

versant sont de loin supérieurs à ceux du P et de la silice (Si) provoquant l'eutrophisation côtière avec des problèmes tant écologiques (développement d'algues nuisibles, voire toxiques) qu'économiques (interdiction de la pêche par exemple).

Pour pallier à ces problèmes d'eutrophisation côtière nous avons au cours de la phase précédente exploré un scénario peu réaliste à court terme, celui d'un changement radical de système agricole dans le bassin de la Seine, afin d'examiner la réponse du modèle Senèque-Riverstrahler (Thieu et al., 2011). Ce scénario d'une conversion à l'agriculture biologique, que nous avons documenté sur la base des quelques valeurs de concentrations sous-racinaires disponibles à l'époque, nous a conduit consacrer un programme d'étude expérimentale à la détermination des concentrations sous-racinaires en grandes cultures tant en agriculture conventionnelle qu'en agriculture biologique, en prenant en compte l'ensemble du cycle de rotation culturale (2 à 4 ans en conventionnel, et 6 à 10 ans en biologique) afin de mieux contraindre les modèles. Par ailleurs, nous avons quantifié les émissions de N₂O au cours de la phase 5 en agriculture conventionnelle, et ces expériences ont été poursuivies en phase 6 en agriculture biologique. Ainsi, les données acquises sur bases de mesures en parcelles, d'enquêtes auprès des agriculteurs et du dépouillement des données statistiques disponibles nous permettent de disposer d'une bonne connaissance des performances agronomiques et environnementales des différents systèmes de culture pratiqués dans le bassin de la Seine (cf. Anglade, 2015; Anglade et al., 2015, ce volume; Benoit, 2014 ; Benoit et al., 2015, ce volume).

Le bassin de la Seine et plus généralement le nord de la France, sont des zones agricoles intensives où l'application d'engrais en quantité de plus en plus importantes depuis les années 1950-1960, a provoqué, outre l'eutrophisation côtière, une contamination des aquifères et des eaux de surface à l'origine de problèmes de production d'eau potable. Les apports d'engrais sur les sols agricoles sont par ailleurs responsables des pics d'émissions de N₂O. Alors que, les surfaces en grandes cultures se sont progressivement étendues, l'élevage a été confiné à la périphérie du bassin versant (Mignolet et al., 2007) et surtout déplacé vers la Bretagne.

L'objectif de nos travaux était d'examiner les alternatives à l'agriculture telle qu'elle est pratiquée dans le bassin de la Seine actuellement afin d'évaluer leur capacité à concilier production agricole et qualité de l'eau.

L'agriculture biologique apparaît désormais comme une alternative crédible à l'agriculture conventionnelle, à tel point que la Loi Grenelle préconise un plan BIO visant à atteindre d'ici 2020, 20% des surfaces agricoles cultivées selon le cahier des charges du Bio (sans pesticide, sans fertilisant de synthèse).

Mais la généralisation des pratiques de grandes culture biologique, qui repose sur une importante production de légumineuses fourragères, utiles par l'apport d'azote qu'elles permettent ainsi que pour leur rôle dans le contrôle des adventices, pose le problème de la valorisation de cette production. Dans ce contexte, la reconnexion de l'élevage et des productions végétales a souvent été préconisée comme une approche attractive pour refermer le cycle biogéochimique de l'azote, largement ouvert avec l'utilisation massive de fertilisants chimiques exogènes, et permettre un mode de production agricole plus autonome et équilibré (Naylor et al. 2005; Tomich et al., 2011; Bonaudo et al., 2014).

L'objectif de l'étude rapportée ici est d'explorer, sur le cas concret du bassin de l'Orgeval, site d'étude privilégié du PIREN-Seine au cœur de la Brie Laitière, l'intérêt en termes de qualité de l'eau, non seulement d'une transition de la grande culture conventionnelle actuelle à l'agriculture biologique, mais aussi d'une reconnexion de l'agriculture et de l'élevage avec le retour d'une activité de production laitière, traditionnelle sur ce bassin.

2 Site d'étude et méthodologie

2.1 Le bassin de l'Orgeval

Le bassin de l'Orgeval est un petit bassin de 104 km², représentatif de l'agriculture intensive de l'ensemble du bassin de la Seine, dominée par la grande culture céréalière (82%). Il est assez peu peuplé, avec 4100 hab. soit environ 40 hab. km⁻² (Figure 1).

L'assolement des terres arables renseigné depuis 1990 dans le bassin de l'Orgeval par les enquêtes menées par l'Irstea (Tallec et al., 2015) et l'Unité ASTER INRA Mirecourt (Fig. 2) montre la dominance du blé d'hiver (55% des surfaces), du maïs grain (15%), de la féverolle (13%, qui a remplacé le pois depuis la fin des années 1990 à cause d'une maladie cryptogamique *Aphanomyces*), de la betterave sucrière (5%) et du lin textile (5%). On note la faible occurrence du colza, réputé pour son rôle négatif vis-à-vis des infrastructures de drainage.

2.2 Détermination des surplus et des pertes sous-racinaires

Nous avons équipé des parcelles agricoles en bougies poreuses (10 itinéraires techniques en agriculture conventionnelle –AC-, 8 en agriculture biologique –AB- dans différentes pôles climatiques du bassin de la Seine) pour quantifier les fuites d'azote dans les aquifères (Benoit et al., 2014). Nous avons aussi analysé les surplus agricoles (entrées - sorties à l'échelle des rotations) sur la base d'enquêtes auprès d'exploitations en AB (68 systèmes de culture dans 53 exploitations) comparées avec les rotations conventionnelles les plus fréquentes des mêmes régions (82 systèmes de culture renseignés dans la base de Données ArSeine, Puech et al., 2014) (Anglade et al., 2015). Les méthodes sont présentées en détail dans d'autres rapports de ce volume (Anglade et al., 2015 ; Benoit et al., 2015), mais aussi dans les manuscrits de leur thèse de doctorat (Anglade, 2015 ; Benoit, 2014).

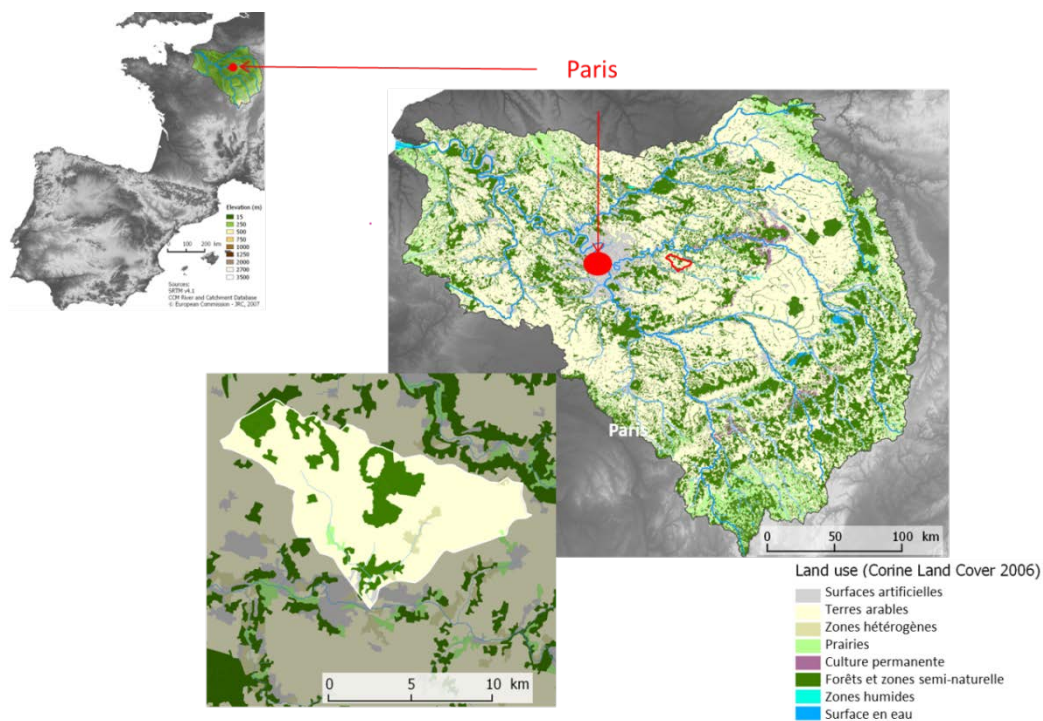


Figure 1 : Situation du bassin de la Seine(a) et du bassin de l'Orgeval (b). Les cartes sont celles de l'occupation des sols selon Corine Land Cover (2006)

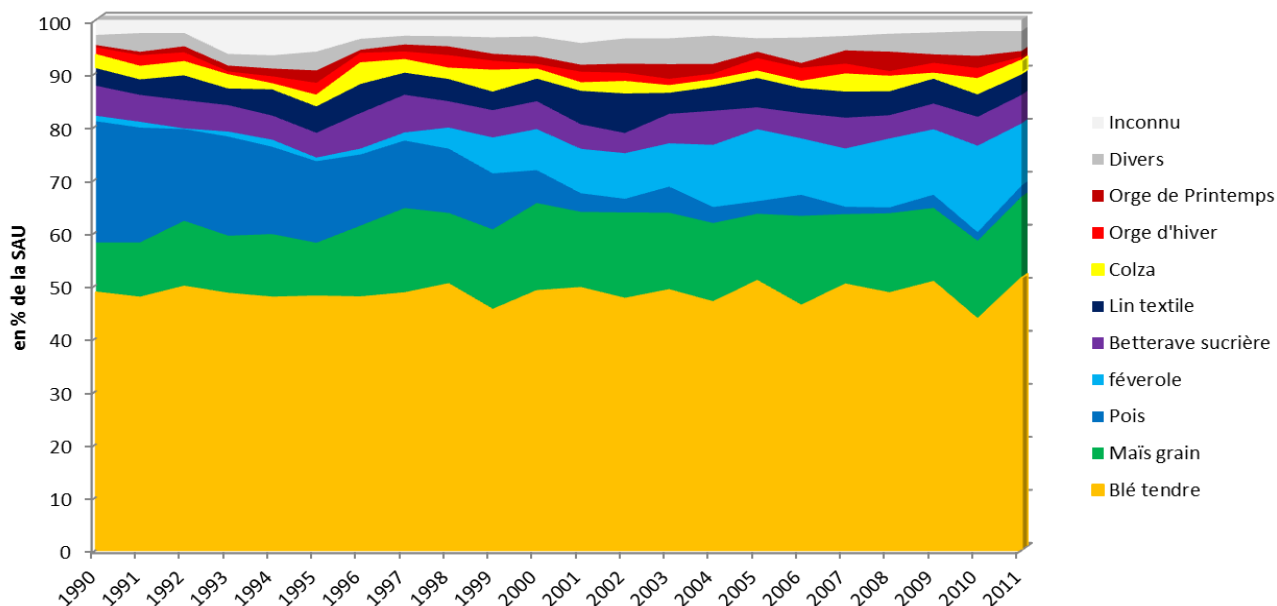


Figure 2 : Evolution de l'assolement dans le bassin de l'Orgeval depuis 1990 (source : Tallec et al, 2015).

2.3 Modélisation

Le modèle Riverstrahler a été utilisé pour la modélisation du bassin de l'Orgeval (avec son applicatif Seneque en Visual Basic, Ruelland et al., 2007)

Le réseau hydrographique a été construit à partir du réseau de la BD TOPO de l'IGN « tronçon_cours_eau.shp » de la classe « Hydrographie ». A partir de ce réseau et du MNT à 25 m de la BD Alti de l'IGN les bassins-versants élémentaires correspondants à chaque tronçon ont été ensuite délimités, et leur caractéristiques respectives déterminées (Figure 3a; Tableau 2).

Les écoulements spécifiques superficiels et de base ont été calculés à partir de chroniques journalières de débit par une procédure inspirée du filtre récursif d'Eckhardt (2005, 2008) et formalisée sous l'application « Pydrocal ». Les mesures de débits utilisées sont celles des stations de débits de la Banque Hydro, complétées par les stations de l'Irstea ST_01_Theil, ST_02_Avenelles et ST_03_Melarchez (Tallec et al., 2015) (Figure 3b).

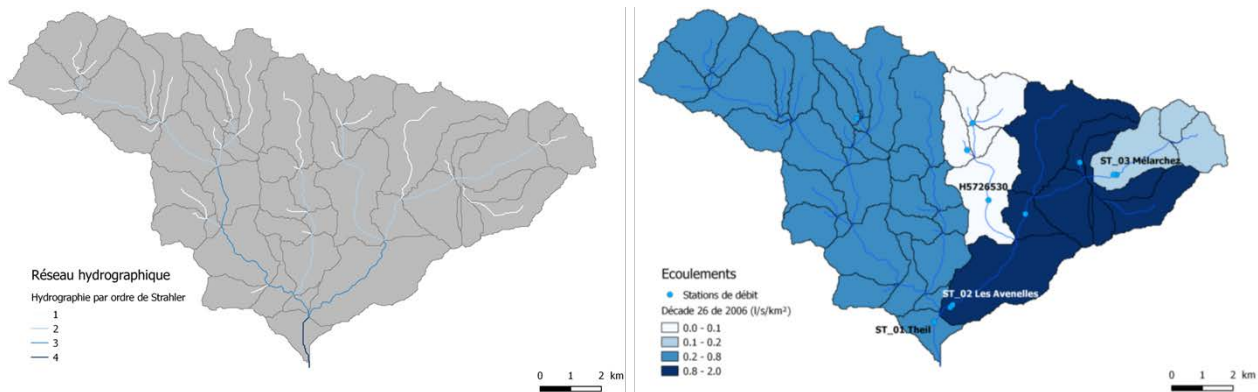


Figure 3: Hydrographie du bassin de l'Orgeval (a) et Exemple d'écoulements calculés pour la décade 26 de l'année 2006 (b).

Tableau 1. Caractéristiques géométriques par ordre.

Strahler	Long. (km)	Long. cumulée (km)	Largeur moy. (m)	Sup. (km ²)	Sup. cumulée (km ²)
1	31.56	31.56	1.16	57.25	57.25
2	25.95	57.51	2.54	29.85	87.10
3	11.34	68.85	5.28	17.02	104.12
4	1.78	70.63	8.2	1.66	105.77

L'usage du sol a été défini par fusion entre la base Corine Land Cover 2006, les couches MOS-ECOMOS de l'IAU IDF et la BD Topo de l'IGN. Le tableau 3 récapitule les différentes sources utilisées pour chaque classe, ici au nombre de 5.

Tableau 2. Sources des unités constitutives de l'usage du sol, dans l'ordre des priorités.

Classe	Source	Critère
Eau	BD TOPO	Surface_eau.shp
Prairie	ECOMOS	CLC3 = 311, 312, 313
Forêt	BD TOPO	Zone_vegetation.shp
Urbain	MOS	Classes supérieures à 5 du MOS
Arable	Le reste (≈ CLC 2006)	Terres arables

En croisant ainsi les différentes bases de données d'occupation du sol, la répartition des prairies apparaît de manière plus détaillée (Figure 4 vs. Figure 1).

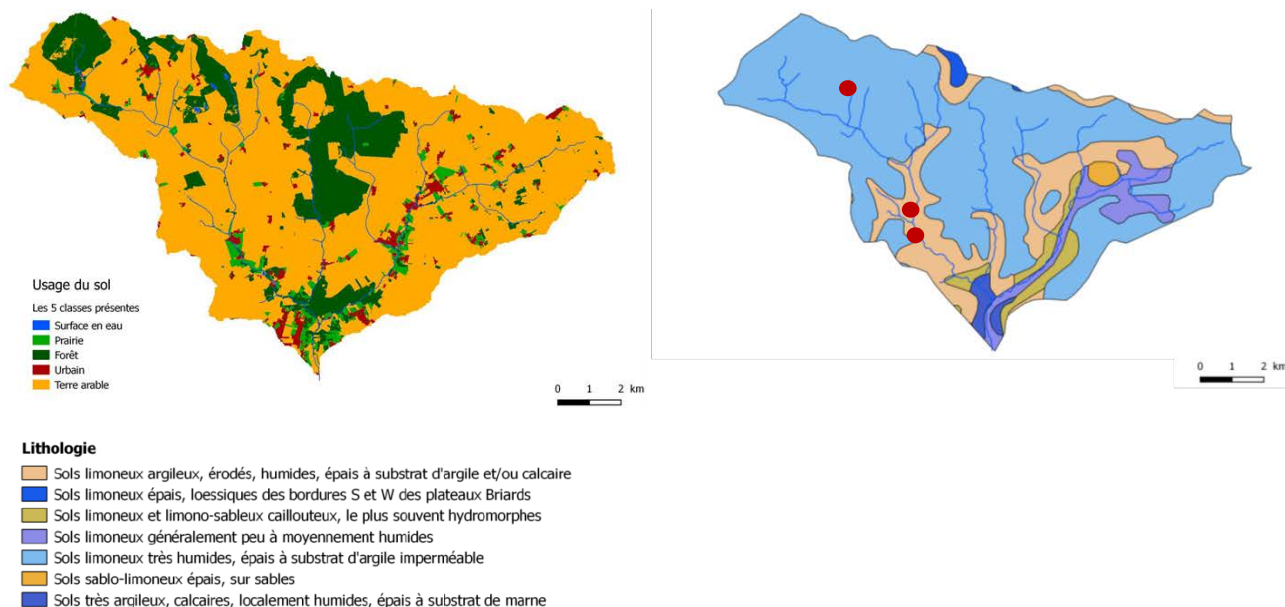


Figure 4 : Usage du sol résultant de la fusion des différentes sources (a) ; Lithologie du bassin de l'Orgeval (base de données, INRA), (b). La figure 4b localise les trois stations d'épuration, les nombres d'habitants connectés sont, de bas en haut, 83, 22, 333.

La couche d'usage du sol a ensuite été combinée à la carte pédologique de la région (Figure 4b) permettant de différencier des classes de même usage du sol sur des sols différents. Pour chacune de ces classes un fichier de correspondance est renseigné en termes de concentrations en nitrate, ammonium, phosphore inorganique total et silice dissoute pour les composantes de sub-surface et souterraines du débit spécifique. C'est à ce niveau qu'interviennent les concentrations des eaux sous-racinares des terres agricoles des systèmes conventionnel ou biologique dont la moyenne est affectée à chacune des classes d'usage du sol correspondantes. Pour la simulation des scénarios, les concentrations sous racinaires ont été estimées à partir des surplus et de la lame d'eau (125 mm à 175 mm pour l'Orgeval) avec un abattement de 30%, telles que les mesures conjointes du surplus et des concentrations sous-racinaires ont permis de l'estimer. Ces 30% sont valides en absence de CIPAN (cultures intermédiaires pièges à azote), celles-ci bien que réglementaires ne sont pas systématiquement appliquées.

La rétention des nitrates lors du passage des eaux souterraines vers les cours d'eau à travers les zones ripariennes est un phénomène bien documenté qui explique des teneurs en nitrates sensiblement plus faibles dans les rivières que dans les eaux souterraines qui les alimentent. En contexte de drainage agricole, généralisé sur les terres arables de la Brie, et qui aboutit à ce que les composantes superficielles du débit spécifique court-circuitent les zones humides riveraines, la rétention riparienne n'agit que sur la composante du débit de base. Une rétention de l'ordre de 78% à 20°C a été déterminée empiriquement pour la région de la Brie dans une modélisation antérieure à l'échelle du bassin de la Seine. La rétention riparienne varie avec la température selon une relation sigmoïde avec un optimum à 50°C et un sigma de 30°C (Rodriguez de la Nava, 2015). Nous avons fait l'hypothèse que tous les tronçons de rivière présentent les mêmes caractéristiques de rétention riparienne.

En ce qui concerne les apports ponctuels, seules trois stations d'épuration sont répertoriées (cf. figure 4b) et aucune industrie n'est présente.

3 Résultats

3.1 Bilan d'azote en système agricole conventionnel

Sur la base des enquêtes réalisées dans les exploitations, majoritairement conventionnelles du bassin de l'Orgeval, ainsi qu'en analysant les résultats de la base de données APOCA (Nicola et al., 2011) nous avons défini une rotation composite caractéristique du bassin de l'Orgeval en agriculture conventionnelle : Blé-Maïs-Blé-Féverole ou Lin, qui correspond bien aux données d'assolement du bassin (Fig. 2).

Le calcul du surplus moyen calculé sur cette base est de 36 kgN/ha/an (Tableau 4). Considérant une lame d'eau moyenne de 125 à 175 mm/an dans le bassin de l'Orgeval (Benoit et al., 2014), et une lixiviation égale à 70 % du surplus, les apports diffus d'azote sont estimés à 15-21 mgN/l en bon accord avec les mesures directes effectuées en période de drainage à l'aide de bougies poreuses (Benoit 2014 ; Benoit et al., in press).

Tableau 3. Fertilisations et rendements d'une rotation type en agriculture conventionnelle du bassin de l'Orgeval.

(a) Blé (7/12)_Maïs(3/12)_Féverolle(1.5/12)_lin(0.5/12)

	Dépôt atm kgN/ha/an	Ferti org kgN/ha/an	ex Fix symb kgN/ha/an	Ferti min kgN/ha/an	Rdmt quintaux/ha	Contenu N %	Rdmt kgN/ha/an	Rdmt lég kgN/ha/an
Blé	11	15	0	179	83	1.8	149	
Blé	11	15	0	179	83	1.8	149	
Maïs	11	20	0	151	111	1.8	200	
Lin	11	30	0	62	70	0.6	42	
Féverole	11			212	51	3.5		179
Entrées/sorties	11	15	26	145			139	22
Total				197				161
Surplus								36

Le système de flux d'azote correspondant peut alors être représenté comme dans la figure 5 : ce système de culture implique la mise en œuvre de 197 kgN/ha/an pour produire 161 kgN/ha/an sous forme de cultures de vente, soit une efficacité d'utilisation de l'azote de 82%.

Les marges brutes d'exploitation, hors aides de la PAC, et corrigées des coûts spécifiques de structure, sont de l'ordre de 720-740 €/ha/an.

AC

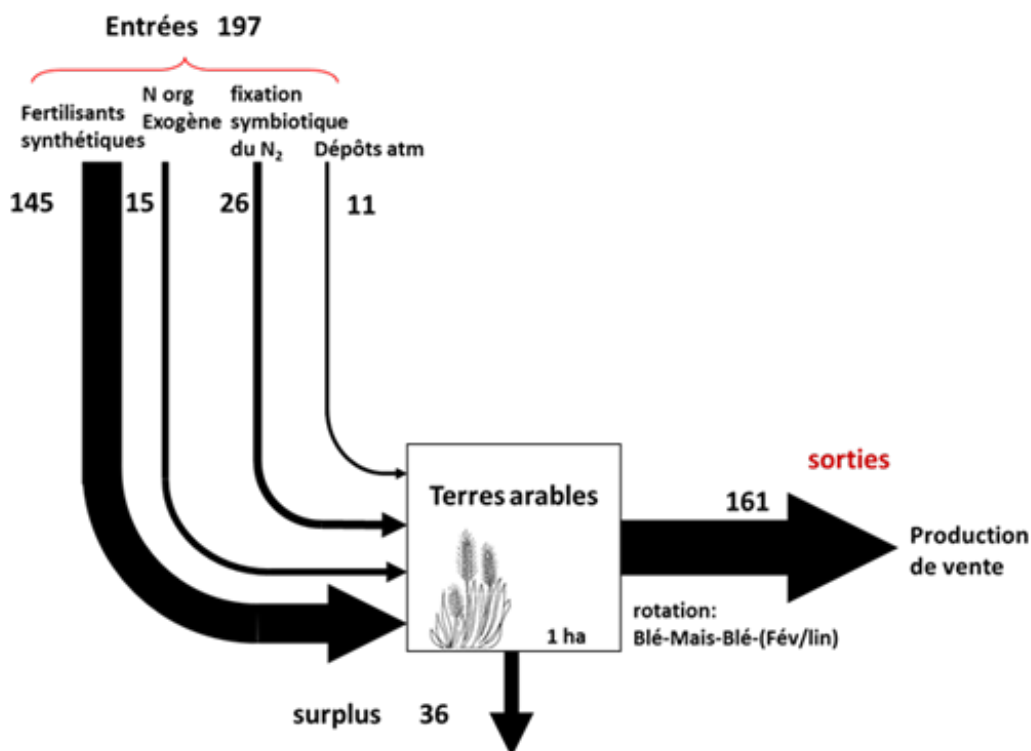


Figure 5 : Représentation des bilans de surface des sols pour une rotation type complète en agriculture conventionnelle.

3.2 Bilans d'azote en système agricole biologique

Plusieurs exploitations en grandes cultures biologiques ont été étudiées sur le bassin ou dans les régions voisines. Une rotation typique de ces exploitations utilise la luzerne en tête de rotation à la fois pour apporter la nécessaire charge en azote, et pour réguler les adventices : Luzerne-Luzerne-Blé-autre céréales-Féverole-blé-autre -Lin). Les données du Tableau 5 (et de la Fig 6) montrent une fertilisation totale (essentiellement issue de la fixation symbiotique) de 22% inférieure au système conventionnel, et un rendement total exprimé en protéines, de 15% inférieur à celui du système conventionnel de référence. L'efficacité d'utilisation de l'azote est ici de 89% et le surplus, de 17 kgN/ha/an, est moitié moindre comparé à celui de l'agriculture conventionnelle. La concentration de lessivage correspondante est estimée à 9 mgN/l, en conformité avec les mesures effectuées en bougies poreuses dans ces exploitations (Benoit et al, 2015).

Tableau 4. Fertilisations et rendements d'une rotation type en agriculture biologique du bassin de l'Orgeval.

(b) Luz (1/8)_Luz (1/8)_Blé (1/8)_Cér (1/8)_Fév(0.5/8)_Lent (0.5/8)_Blé(1/8)_Cér(1/8)_lin(1/8)

	Dépôt atm kgN/ha/an	Ferti org kgN/ha/an	ex Fix symb kgN/ha/an	Ferti min kgN/ha/an	Rdmt quintaux/ha	Contenu N %	Rdmt kgN/ha/an	Rdmt lég kgN/ha/an
Luzerne	11			459	95	3.5		333
Luzerne	11			459	95	3.5		333
Blé	11	25			43	1.8	77	
Triticale	11	25			43	1.8	77	
Féverole	11			147	35	3.5	123	
Lentille	11			63	15	3.5	53	
Blé	11	25			43	1.8	77	
Céréale	11	25			43	1.8	77	
Lin	11	25			63	0.6	38	
Entrées/sorties	11	16	128	0			54	83
Total				154				137
Surplus				17				

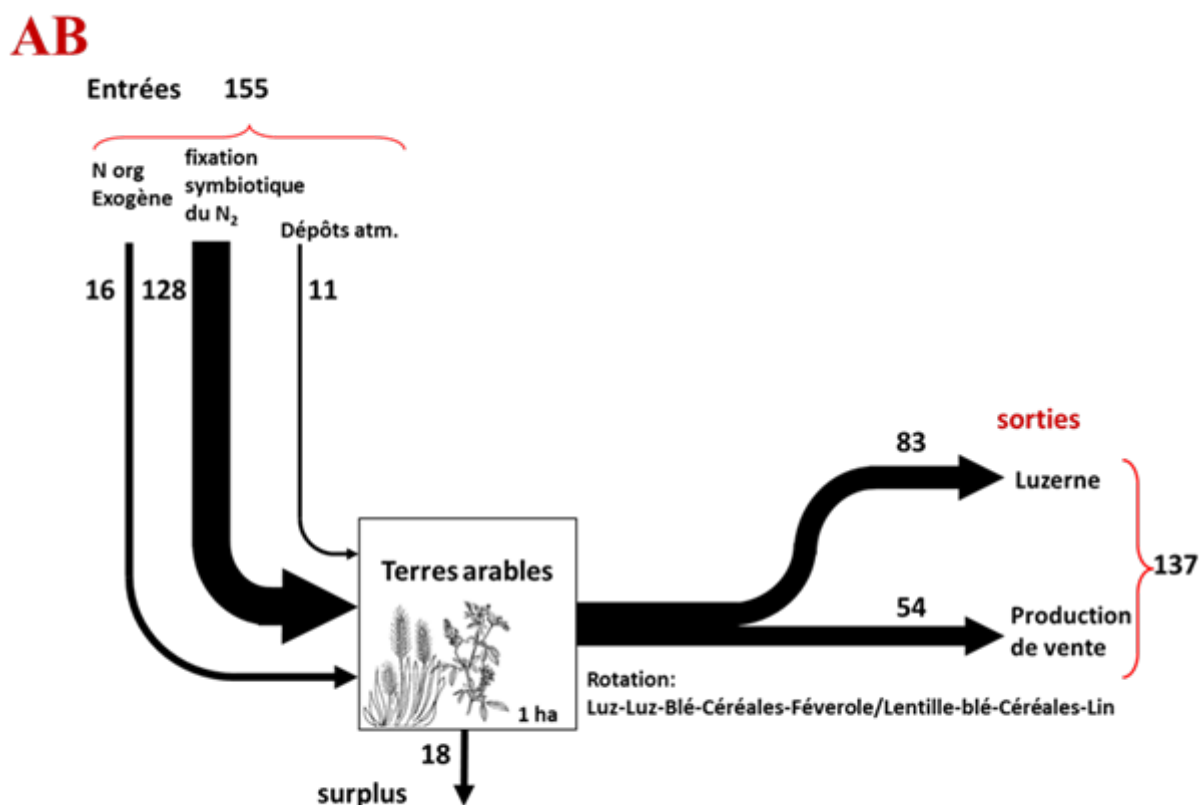


Figure 6 : Représentation des bilans de surface des sols pour une rotation type complète en agriculture biologique.

L'examen des marges brutes de ce système biologique de grandes cultures ne montre pas de différence très importantes par rapport à celui du système conventionnel : la plus faible proportion de cultures de vente et une légère augmentation des coûts spécifiques de structure (liés à un plus grand nombre d'opérations techniques) en AB, est largement compensée par l'absence d'intrants chimiques (engrais et pesticides) et par le prix de vente plus élevé (et la plus grande stabilité) des céréales biologiques. Les aides de la PAC ne sont pas prises en compte dans ce calcul, pas plus que les bénéfices environnementaux associés aux pratiques biologiques.

Cependant, le point le plus sensible de ce système réside dans la part importante (60%) qu'occupent les légumineuses fourragères dans la production totale. La possibilité de valoriser économiquement cette partie importante de la production est en effet cruciale pour ces exploitations. La déshydratation de la luzerne, aux fins de production de bouchons destinés à l'alimentation du bétail est une solution intéressante, mais la proximité d'usines de déshydratation organisant la collecte dans leur secteur est souvent un facteur limitant pour cette voie de valorisation.

3.3 Un débouché pour la luzerne : reconnecter l'élevage et la grande culture en Brie

3.3.1 De la Brie laitière à la grande culture

La Brie a bien sûr historiquement une forte identité de région laitière et fromagère.

L'évolution d'occupation des terres et de cheptel depuis les années 1955 a été analysée à partir des statistiques agricoles (RGA). De fait, en parallèle avec une généralisation du drainage pour une valorisation des terres vers la grande culture, la proportion des prairies permanentes a diminué de 20% à 7%, le minimum se situant dans les années 1980 (Figure 7).

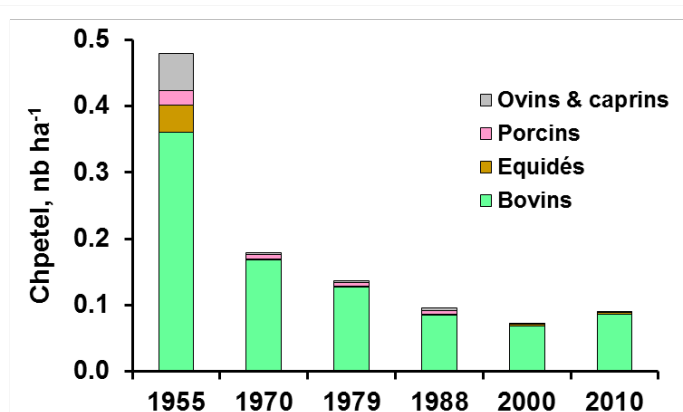
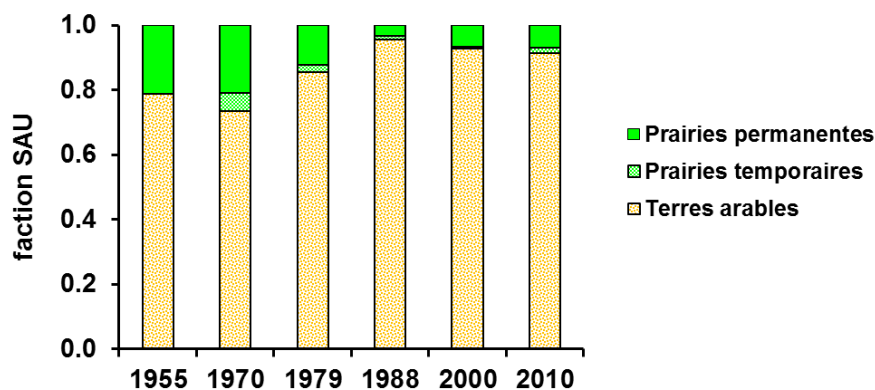


Figure 7 : Evolution de l'occupation des terres (fraction de SAU, surface agricole utile) et évolution du cheptel depuis les années 1955 (source : RGA).

Cette diminution des prairies suit d'ailleurs la réduction du troupeau bovin, d'un facteur 2 dès les années 1970. La même réduction a touché l'ensemble du cheptel (Figure 7).

L'image du paysage traditionnel de la région justifie donc d'explorer un scénario de retour de l'élevage laitier, avec réimplantation de prairies permanentes à hauteur de 20% de la SAU. Tout en suivant le cahier des charges de l'agriculture biologique, l'élevage de bovin laitier combinant les atouts de la valorisation de la luzerne, et de la réaffirmation d'une identité territoriale, via la production du fromage local de Brie, pourrait constituer un projet de développement territorial parfaitement légitime. Actuellement en effet, l'AOC fromage de Brie n'impose pas l'utilisation du lait produit localement, mais permet l'importation de lait de Meuse ou de Haute Marne.

3.3.2 Reconnexion de la grande culture et de l'élevage en Brie

La même rotation AB décrite plus haut serait maintenue sur 80 % de la SAU, tandis que 20% de prairies permanentes seraient mises en pâtures. Nous avons considéré un chargement en UGB de 0.8 par ha de SAU, ce qui est resté bien inférieur au chargement maximum autorisé par le cahier des charges de l'AB (2UGB/ha).

Considérant un taux d'excrétion de 85kgN/UGB/an, et un coefficient de conversion des protéines végétales en protéines animales de 20 %, l'excrétion par le bétail est de 68 kg/ha/an, la consommation de 85 kgN/ha/an et la production de produit animaux de 17kgN/ha/an.

(<http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/223283-08098-ressource-expertise-flux-d-azote-chapitre-5.html>). On estime généralement la volatilisation des excréta à environ 30% (Oenema et al., 2007),

les 70 % étant répartis en fumier produit sur 4 mois de l'année et appliqué aux terres arables, alors que le cheptel fertilise directement la prairie pendant les 8 autres mois (Tableau 6).

Tableau 5. Valeurs des fertilisations et rendements d'un assolement de rotation en agriculture biologique comprenant 80% de terres arables (a) 20% de prairies et un chargement UGB de 0.8 UGB/ha (b). (Tous les chiffres sont donnés par ha de SAU totale)

(a) 80% terres arables

Luz (1/8)_Luz (1/8)_Blé (1/8)_Cér (1/8)_Fév(0.5/8)_Lent (0.5/8)_Blé(1/8)_Cér(1/8)_lin(1/8)

	Dépôt atm kgN/ha/an	Ferti org ex kgN/ha/an	Fix symb kgN/ha/an	Ferti min kgN/ha/an	Rdmt quintaux/ha	Contenu N %	Rdmt kgN/ha/an	Rdmt lég kgN/ha/an
Luzerne	8.8			367	76	3.5		266
Luzerne	8.8			367	76	3.5		266
Blé	8.8	25			34.4	1.8	62	
Triticale	8.8	25			34.4	1.8	62	
Féverole	8.8			118	28	3.5	98	
Lentille	8.8			50	12	3.5	42	
Blé	8.8	25			34.4	1.8	62	
Céréale	8.8	25			34.4	1.8	62	
Lin	8.8	25			50.4	0.6	30	
Entrées/sorties	9	16		102			43	67
Total				127				110
Surplus				17				

(b) 20% prairies

20% légumineuses; cheptel= 0.8 UGB; excretion = 85kgN/UGB; consommation =excrétion/0.8; 4 mois à l'étable et 8 sur prairie.

	Dépôt atm kgN/ha/an	Ferti org ex kgN/ha/an	Fix symb kgN/ha/an	Ferti min kgN/ha/an	Rdmt quintaux/ha	Contenu N %	Rdmt kgN/ha/an	Rdmt lég kgN/ha/an
Entrées/sorties	2	32		6	40	2.5	16	4
Total				39				20
Surplus				19				

Dans ces nouvelles conditions de reconnexion de l'agriculture et de l'élevage, le surplus azoté des terres arables n'est pas différent de celui en grandes cultures biologiques seules, les apports organiques exogènes (vinasse, fientes, compost, etc.) apportés sur les grandes cultures étant remplacés par le fumier produit dans l'exploitation (Tableau 5). Le surplus azoté en prairies, de 95 kgN/ha/an (19 kgN/0.2 ha/an), reste tout juste inférieur à la valeur seuil de 100 kgN/ha/an à partir de laquelle la lixiviation devient importante en prairies (voir Anglade et al, 2015, ce rapport).

Ce système de polyculture-élevage, s'il ne diminue pas plus que l'AB (grandes cultures) la lixiviation sous-racinaire, permet de consommer la luzerne produite, et d'être complètement autonome en intrants azotés (Figure 8). En comparaison avec l'agriculture conventionnelle, ce système produit 20% de moins en équivalent-végétaux, mais économise 160 kgN/ha/an en intrants exogènes (minéraux et organique), sans compter les apports en pesticides.

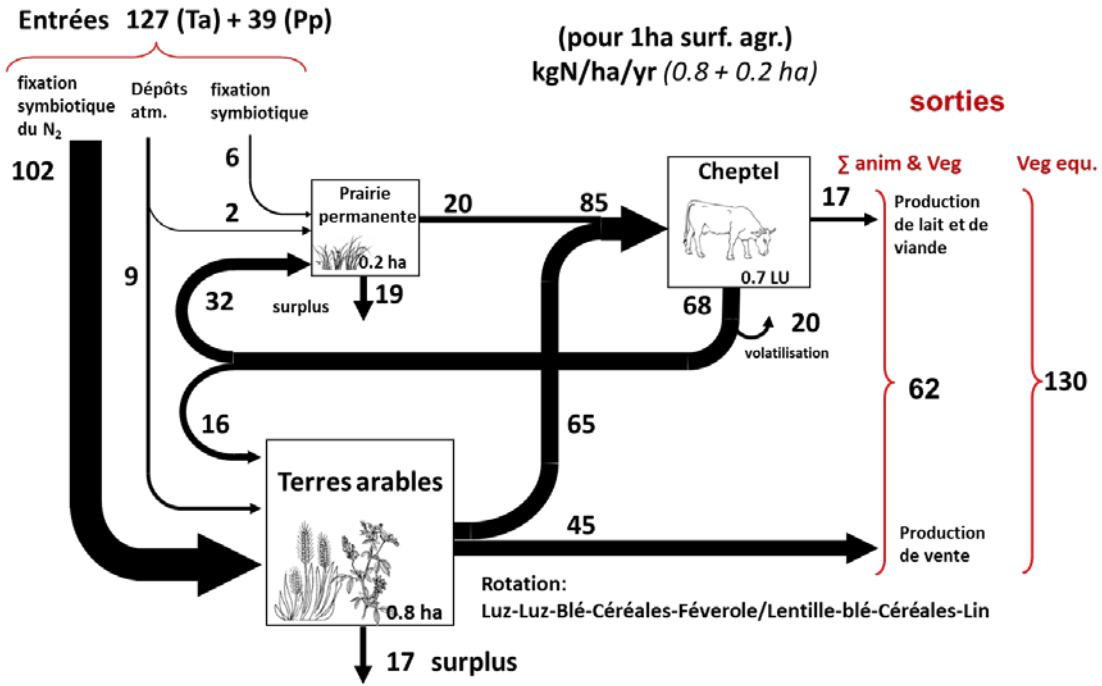


Figure 8 : Représentation du bilan de surface des sols pour un assolement de rotation type, en agriculture biologique reconnectée à un élevage.

3.4 Modélisation de la qualité de l'eau sous ces différents systèmes

3.4.1 Validation des simulations de l'Orgeval pour la situation de référence

Pour l'Orgeval au cours de la période considérée (2010-2012), une concentration sous-racinaire de 16 mgN/l sous terres arables a été utilisée comme contrainte au modèle en accord avec la valeur du surplus pour le système agricole conventionnel dominant actuellement. Les résultats de concentration en nitrates dans les ruisseaux à l'amont (Mélarchez) et à l'aval (Theil) du bassin montrent une bonne adéquation avec les observations (Figure 8). D'une manière générale, les variations saisonnières des concentrations en nitrates sont bien reproduites par le modèle, montrant tant la pertinence de la prise en compte des processus du cycle de l'azote (dénitrification riparienne et *in-stream*) que la validité des contraintes en provenance de l'agriculture et des proportions des composantes du débit.

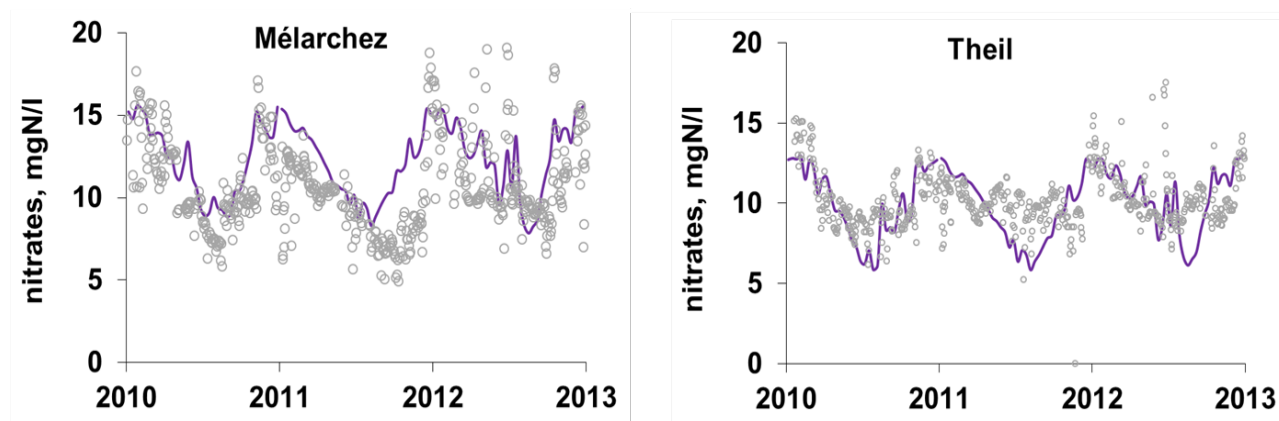


Figure 9 : Simulation par le modèle Riverstrahler des variations saisonnières des concentrations en nitrates dans le bassin de l’Orgeval, à Mélarchez, petit bassin amont et au Theil, exutoire de l’Orgeval. Les observations (Tallec et al, 2015) sont montrées en comparaison.

3.4.2 Simulations des scénarios agricoles

La simulation des concentrations en nitrates à l’exutoire du bassin de l’Orgeval, dans le scénario de généralisation des grandes cultures biologiques (AB) et dans celui de reconnexion à l’élevage, avec 20% de prairies permanentes (AB-pce) montrent une réduction très significative de 10 à 6 mg N/l en moyenne sur les 3 années par rapport à la situation actuelle. Les concentrations légèrement plus faibles simulées dans le scénario de polyculture élevage sont dues au rôle des prairies permanentes, qui bien que caractérisées par un surplus plus important que les terres arables, sont moins sujettes au lessivage.

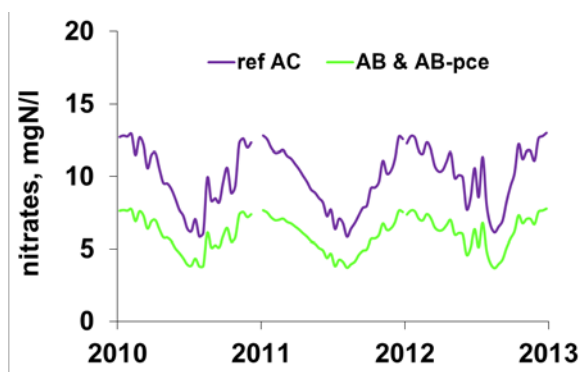


Figure 10 : Simulations pour la période de 2010-2012 des concentrations en nitrates à l’exutoire du bassin de l’Orgeval pour la situation de référence en agriculture conventionnelle (ref AC) et pour un scénario de généralisation de l’agriculture biologique en grandes cultures (AB), ou pour un système de polyculture élevage biologique –AB-pce)

4 Conclusions et perspectives

Grâce aux travaux effectués au cours de cette phase 6 du PIREN-Seine, nous avons pu documenter les performances environnementales de l’agriculture biologique (AB) par rapport à l’agriculture conventionnelle (AC) dominant actuellement dans le petit bassin de l’Orgeval, représentatif de l’agriculture dans le bassin de la Seine. Les travaux expérimentaux ont permis de montrer que les concentrations sous-racinaires sont abattues d’environ 30 % à l’échelle des rotations en AB par rapport à AC, malgré une variabilité qui révèle que des marges de progrès sont possibles pour les deux systèmes. Les travaux d’enquêtes en exploitations montrent des résultats similaires sur les surplus, plus faibles en AB avec une grande variabilité.

Nous avons retenu pour l’Orgeval une rotation type du bassin basée sur les successions Blé-Maïs-Blé Féverole/Lin en AC, ce qui est représentatif de l’assolement. Toutefois, d’autres rotations pourraient être

testées, incluant par exemple de la betterave, de l'orge et du colza. Le surplus de 36 kgN/ha/an traduit en concentrations sous-racinaires en nitrates avec une lame d'eau de 125 à 175 mm correspond bien aux concentrations sous-racinaires expérimentales obtenues avec les bougies poreuses ou encore aux concentrations dans les aquifères. La gamme de concentrations mesurées dans les eaux sous-racinaires dans le bassin parisien (14 à 20 mgN-NO₃/l, c-à-d, 64 à 89 mgNO₃/l) est au-dessus de la limite seuil des 50 mgNO₃/l pour les prélèvements destinés à la production d'eau potable, ce qui explique que plus d'une centaine de captages aient été abandonnés dans le bassin de la Seine depuis 2000.

La rotation AB choisie est représentative de celles que nous avons échantillonnées dans le bassin de l'Orgeval Luz _Luz _Blé_Cér_Fév_Lent_Blé_Cér_lin (25 % en luzerne, blé et autres céréales, 12.5 % en légumineuses graines et en lin). Le surplus de 17 kgN/ha/an se traduit par des concentrations entre 7 et 12 mgN-NO₃/l, c-à-d, 30 à 42 mgNO₃/l, valeurs qui restent en dessous du seuil des 50 mg mgNO₃/l.

Si une reconnexion des grandes cultures AB avec l'élevage ne réduit pas significativement les concentrations sous racinaires, elle permet en revanche de valoriser localement la luzerne et évite le recours à des fertilisants exogènes organiques, ce qui permet un gain d'autonomie et améliore la marge brute de l'exploitation. Le chargement en bétail permet de valoriser la totalité de la luzerne tout en restant dans les limites d'une gestion harmonieuse des déjections animales.

Pour les rotations considérées, les rendements en AB et AB polyculture élevage sont de l'ordre de 20% inférieur à ceux de l'AC, mais les légumineuses de l'AB assurent environ 80 % de la fertilisation azotée totale, l'AB reconnectée devenant même autonome en fertilisants.

Les calculs encore préliminaires des marges brutes des systèmes montrent que le manque à gagner des céréales de vente en AB grandes cultures par rapport à l'AC sont compensées par l'absence d'utilisation d'intrants chimiques. L'estimation économique reste à entreprendre pour l'AB polyculture élevage. Au moment où les éleveurs s'élèvent contre les trop faibles prix de vente de leur animaux produits le plus souvent à partir d'aliments importés, il est urgent d'explorer d'autres voies de production agricole valorisant au mieux les possibilités d'une agriculture plus locale, diversifiée et respectueuse de la qualité de l'environnement.

Parmi les aspects qui restent à étudier pour affiner le diagnostic de la durabilité de l'agriculture biologique en grandes cultures comme en polyculture élevage, figurent la question de l'autonomie en phosphore, et celle de la capacité à séquestrer le carbone. Si la fixation symbiotique des légumineuses est capable de subvenir aux besoins en azote de toute la rotation en grandes cultures biologique, il n'en est pas de même du phosphore, qui pourrait à terme devenir un élément limitant en agriculture biologique, en absence de fertilisants organique (ce que les apports en effluents organiques d'élevage pourraient compenser). D'autre part, la capacité des grandes cultures biologiques à séquestrer la matière organique dans les sols, avec les effets bénéfiques que l'on peut en attendre tant en termes d'atténuation du changement climatique (cf. l'objectif de +4 pour mille par an !) que d'amélioration de la capacité de rétention hydrique des sols, doit encore faire l'objet d'évaluations sérieuses.

5 Références

Anglade J., Billen G., Garnier J. (2015). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*, 6(3):37. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00353.1>

Anglade J., Billen G. Garnier J., Makridis, T., Puech, T.,Tittel, C. (2015),). Nitrogen soil surface balance of organic compared to conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*. *Agricultural Systems*. 139: 82–92.

Anglade J. (2015). Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine. Caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie. 272pp+ annexes.

Benoit M. (2014). Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières. Lixiviation et émissions atmosphériques dans les systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France). Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie. 154pp + annexes.

Benoit M., Garnier J., Billen G., Tournebize J., Gréhan E. (2015, accepté). Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system. AEE.

Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). Nutrient Cycling in Agrosystems. Nutr Cycl Agroecosyst DOI 10.1007/s10705-014-9650-9

Billen, G, Lassaletta, L and Garnier J (2015). "A Vast Range of Opportunities for Feeding the World in 2050: Trade-Off between Diet, N Contamination and International Trade." Environmental Research Letters 10, no. 2 (2015): 025001.

Bonaudo T, Bendahan A B, Sabatier R, Ryschawy J, Bellon S, Leger F, Magda D and Tichit M 2014 A groecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems Eur. J. Agron. 57: 43-51

Galloway J.N., Aber J.D., J.W. Erisman, S.P. Seitzinger, R.W. Howarth, E.B. Cowling, B.J. Cosby, 2003. The nitrogen cascade, BioScience, 53, 341-356.

Garnier J., Billen G., Vilain G., Benoit M., Passy P., Tallec G., Tournebize J., Anglade J., Billy C, Mercier B., Ansart P., 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. Environmental Management. 144: 125-134. DOI 10.1016/j.jenvman.2014.04.030.

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, no. 1-3 (2014/04/01 2014): 225-41.

Le Noé J, Billen G, Lassaletta L, Silvestre M, Garnier J (2015). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. Cahiers Agricultures (in press)

Rodriguez de la Nava, J (2005). Mesure et modélisation de la rétention riparienne. Mémoire de stage de M1. UMR Metis, UPMC.

Mignolet C., Schott C., 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.

Naylor R., Steinfeld H., Falcon W., Galloway J., Smil V., Bradford E., Alder J., Mooney H. (2005). Losing the Links Between Livestock and Land. Policy Forum, Science, 310, 1621-1622.

Nicola, L, Schott, C, Mignolet, C., 2012. Dynamique de changement des pratiques agricoles dans le bassin versant de l'Orgeval et création de la base de données APOCA (Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area). Rapport d'activité PIREN-Seine 2011, 49 p.

Oenema O, Oudendag D and Velthof G L 2007 Nutrient losses from manure management in the European Union. Livest Sci. 112: 261–72.

Passy, P., Gypens, N., Billen. G., Garnier, J., Lancelot, C., Thieu, V., Rousseau V., Callens, J. (2013). A Model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. J. Mar. System. 128: 106–122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.05.005>.

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'activité PIREN-Seine Phase 6. pp. 1-13.

Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P. (2013) Large-scale patterns of river inputs in SW Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113, 481-505. DOI 10.1007/s10533-012-9778-0.

Sutton M.A, Howarth C.M, Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effect and Policy perspectives*. Cambridge University Press. 612 pp.

Tallec G., Ansart P., Guérin A., Delaigue O., Blanchouin A. (2015). Observatoire Oracle. Irtsea. <http://dx.doi.org/10.17180>

Thieu V., Billen G., Garnier J., Benoit 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

Tomich T.P., Brodt S., Ferris H., Galt R., Horwath W.R., Kebreab E., Leveau J.H.J., Liptzin D., Lubell M., Merel P., Michelmore R., Rosenstock T. Scow K., Six J., Williams N., Yang L. (2011). Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. *Annual Rev. Environ. Resour.* 36:193–222.

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 terme¹

Juliette Anglade^{1*}, Gilles Billen¹, Ghislain de Marsily¹, Marc Benoît², Bernard Barraqué³,
Virginie Vergnaud⁴

¹ METIS, UPMC/CNRS, Paris

² SAD, INRA, Mirecourt

³ CIRED-CNRS, Agroparitech

⁴ Géosciences Rennes-OSUR, Rennes

* juliette.anglade@upmc.fr

Sommaire

1	Résumé.....	293
2	Introduction.....	294
3	Inertie hydrogéologique des captages de la Plaine du Saulce.....	303
4	Analyse des pratiques agricoles récentes et des préconisations réglementaires.....	307
5	Propositions pour une agriculture compatible avec la production d'eau potable dans la Plaine du Saulce.....	312
6	Conclusions.....	320
7	Références.....	321

1 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

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Anglade J., Billen G., de Marsily G., Benoît M., Barraqué B., Vergnaud V., (2016) – *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*. Dans « *Quelle agriculture pour demain ?* », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

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 SF6, 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.

2 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.

2.1 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 mgNO₃/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 Régionale de la Santé (ARS) (Fig. 1) : le curatif, le palliatif et le préventif.

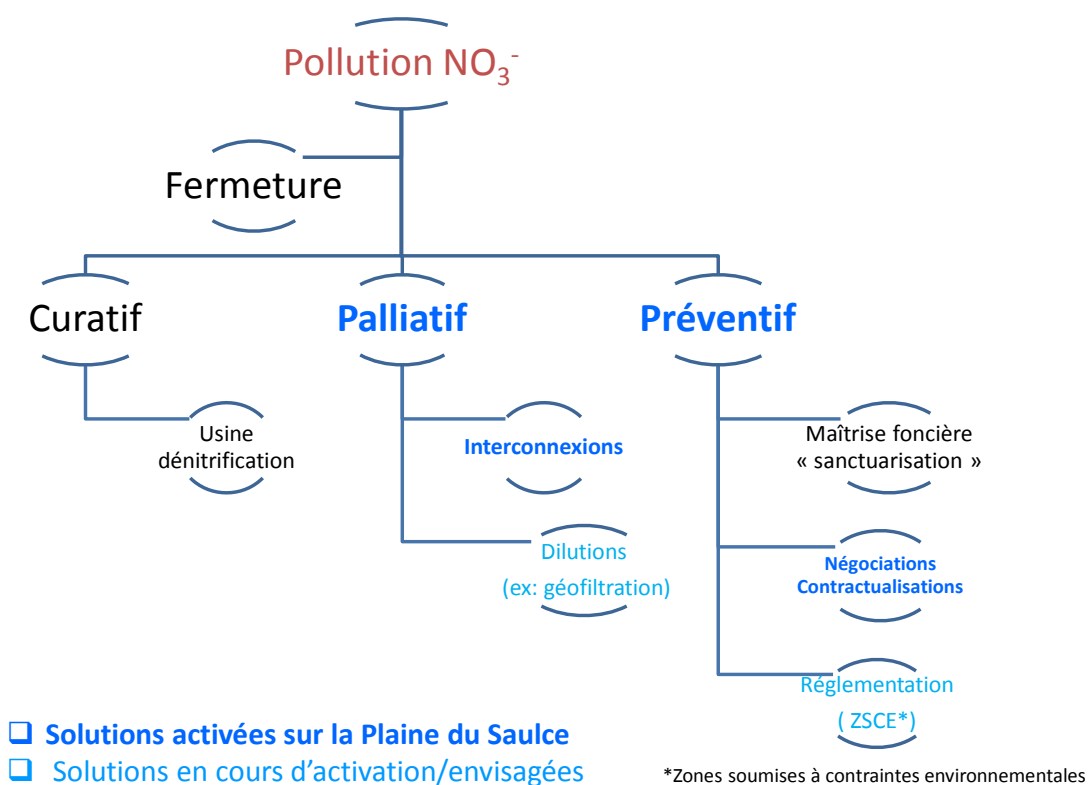


Figure 1 : Stratégies d'actions face à la pollution d'un captage par les nitrates.

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 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'Histoire 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 surcroît 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. 2).

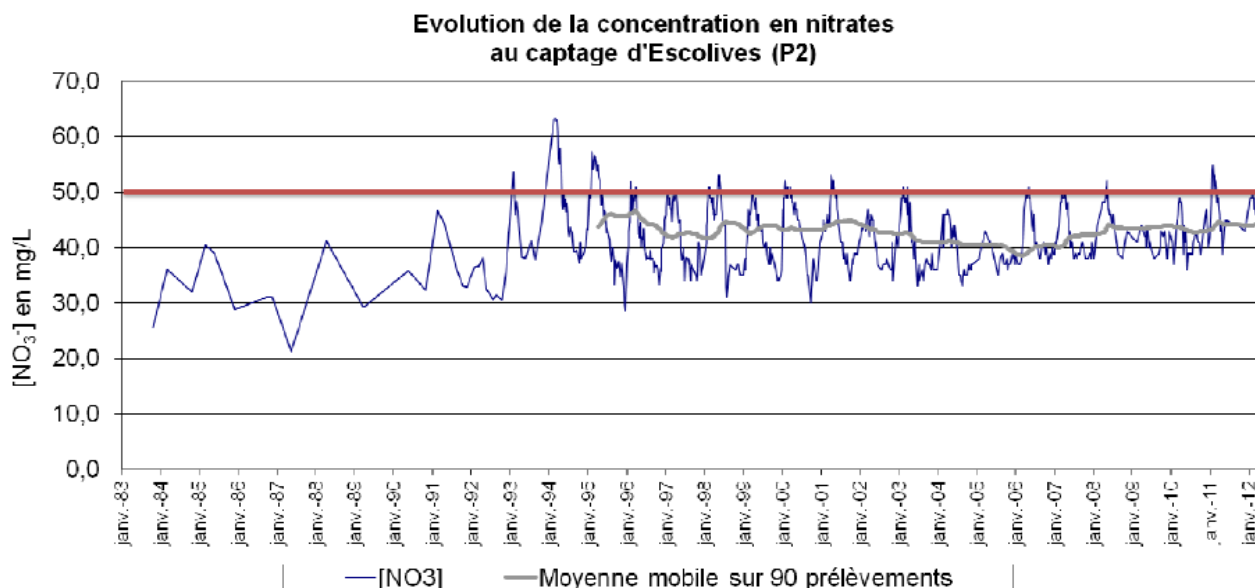


Figure 2 : Evolution de la teneur en nitrates au captage de la Plaine du Saulce (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).

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.

2.2 Caractéristiques géographiques du BAC de la Plaine du Saulce

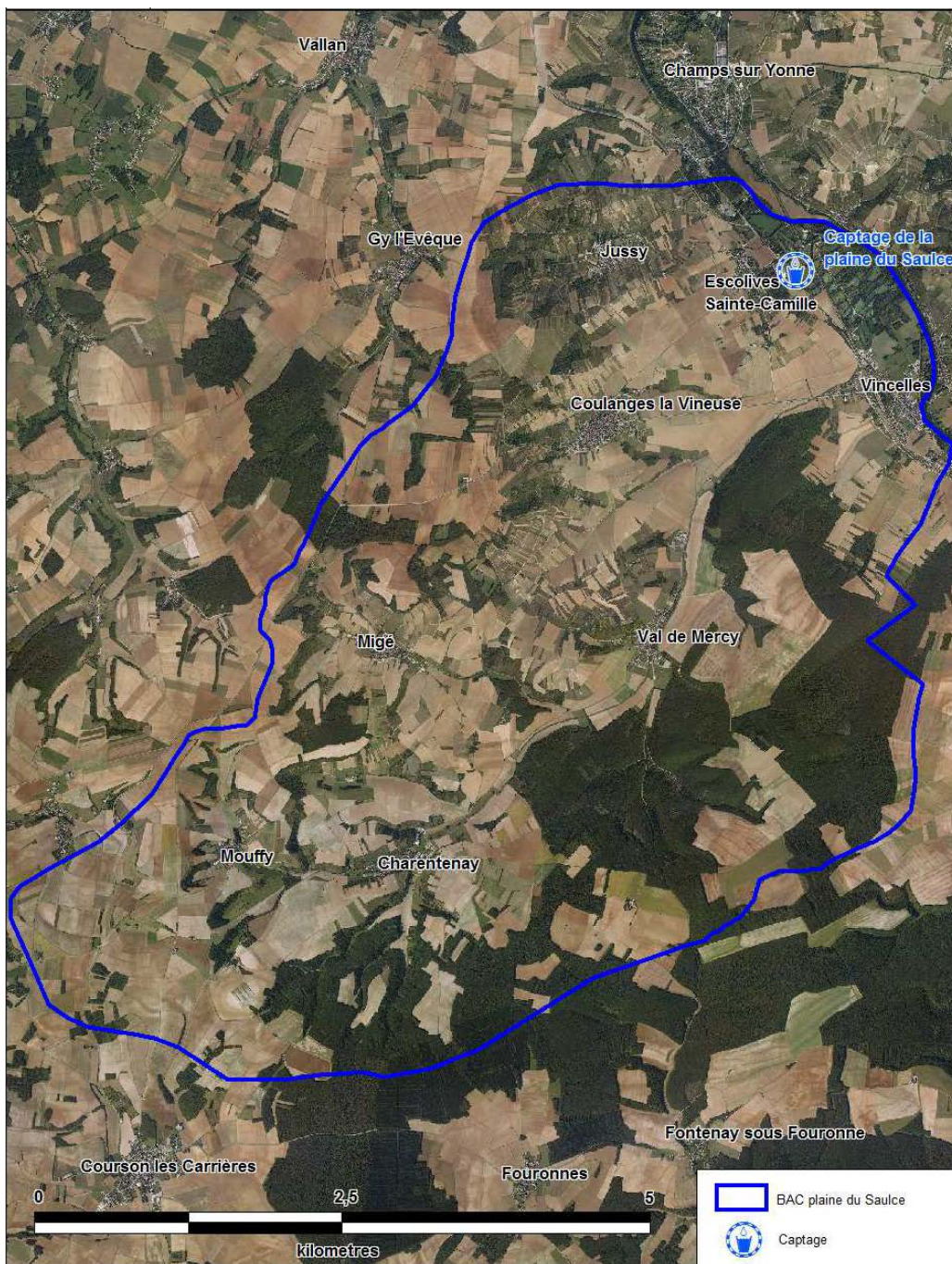


Figure 3 : Limites du bassin d'alimentation de captage de la Plaine du Saulce et localisation des puits (source : Association pour la qualité de l'eau la Plaine du Saulce).

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. 4) exploitée par de nombreux forages desservant la plupart des communes alentours.

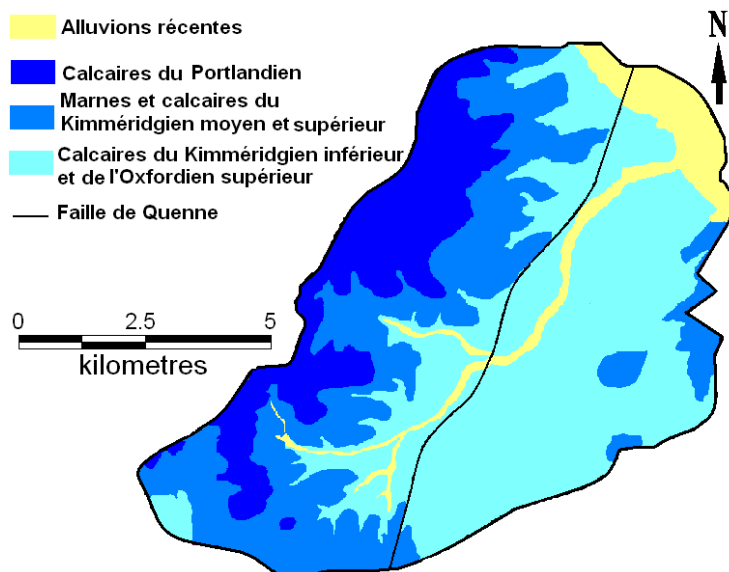


Figure 4 : Carte Géologique simplifiée du BAC de la Plaine du Saulce (source : Obert, 2011).

Le BAC couvre une surface de 86 km² (Fig. 3) principalement dédiée à l’activité agricole et en particulier aux grandes cultures (Fig. 5).

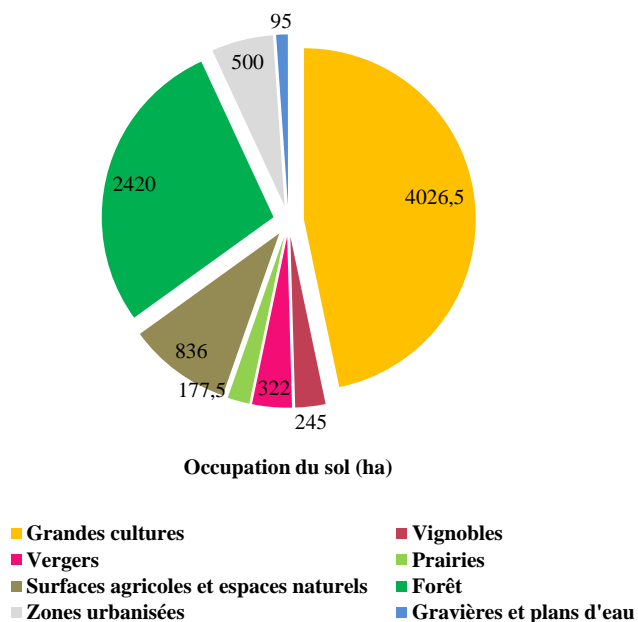


Figure 5 : Occupation du sol du BAC de la Plaine du Saulce.

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.

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

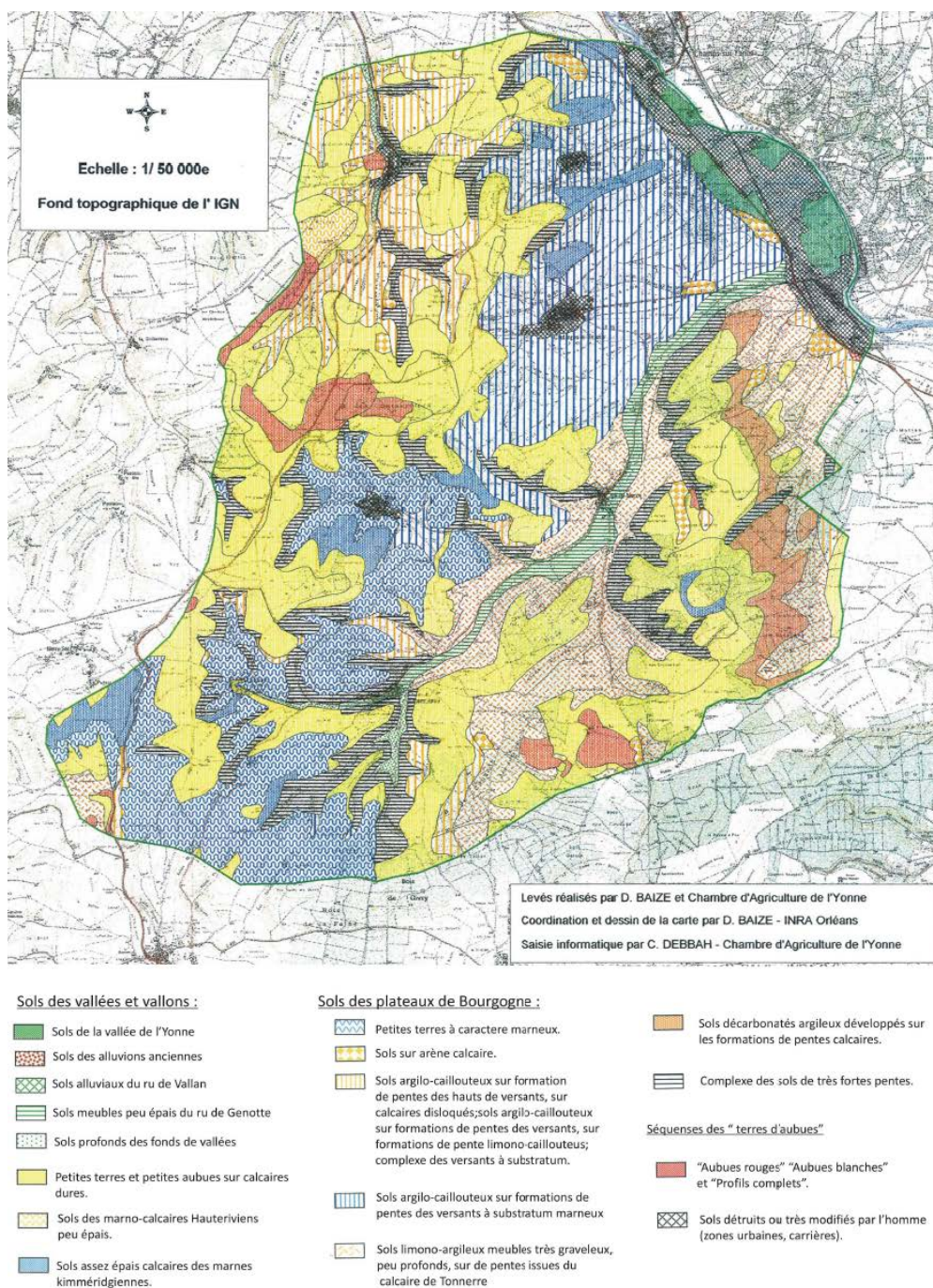


Figure 6 : Carte des sols du BAC de la Plaine du Saulce (source : Sciences Environnement, 2010).

3 Inertie hydrogéologique des captages de la Plaine du Saulce

3.1 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).

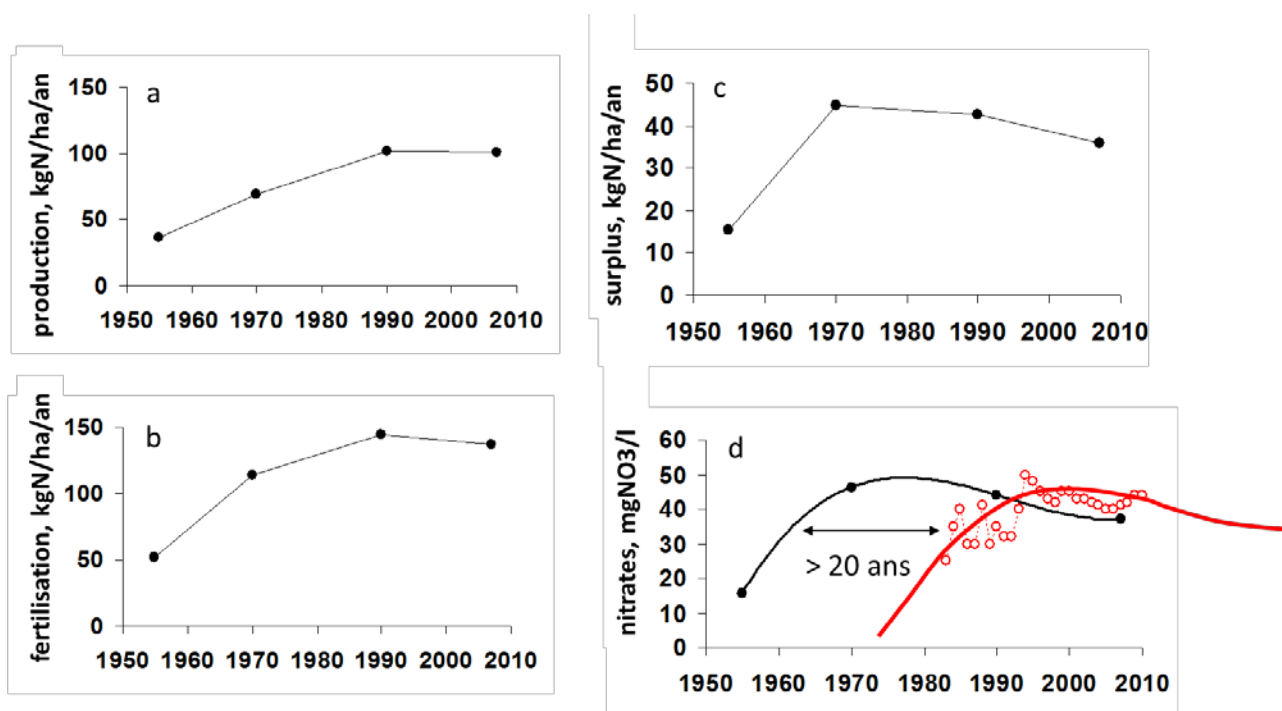


Figure 7 : Evolution de la production (récolte) en azote (a), et de la fertilisation totale (engrais minéraux et organiques, retombées atmosphériques et fixation symbiotique) des terres arables du département de l'Yonne depuis 1950 (données Agreste) (b) Calcul du surplus azoté (Fertilisation – production) (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. 7c).

3.2 Datation des eaux par traceurs atmosphériques

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.

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.

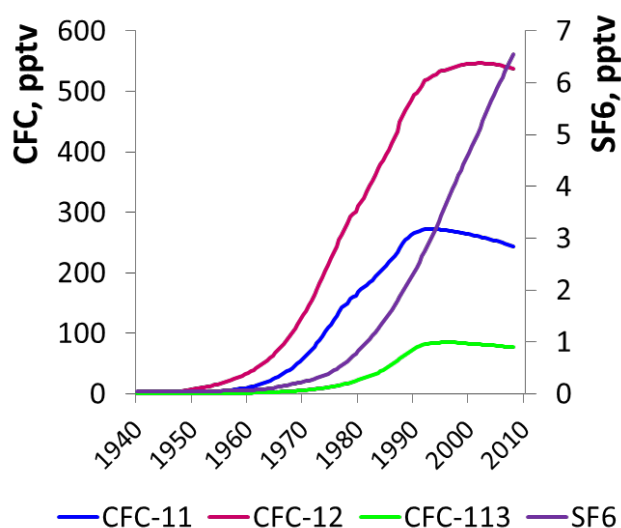


Figure 8 : Evolution des concentrations en CFCs et SF6 dans l'atmosphère (d'après les données de l'USGS)

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).

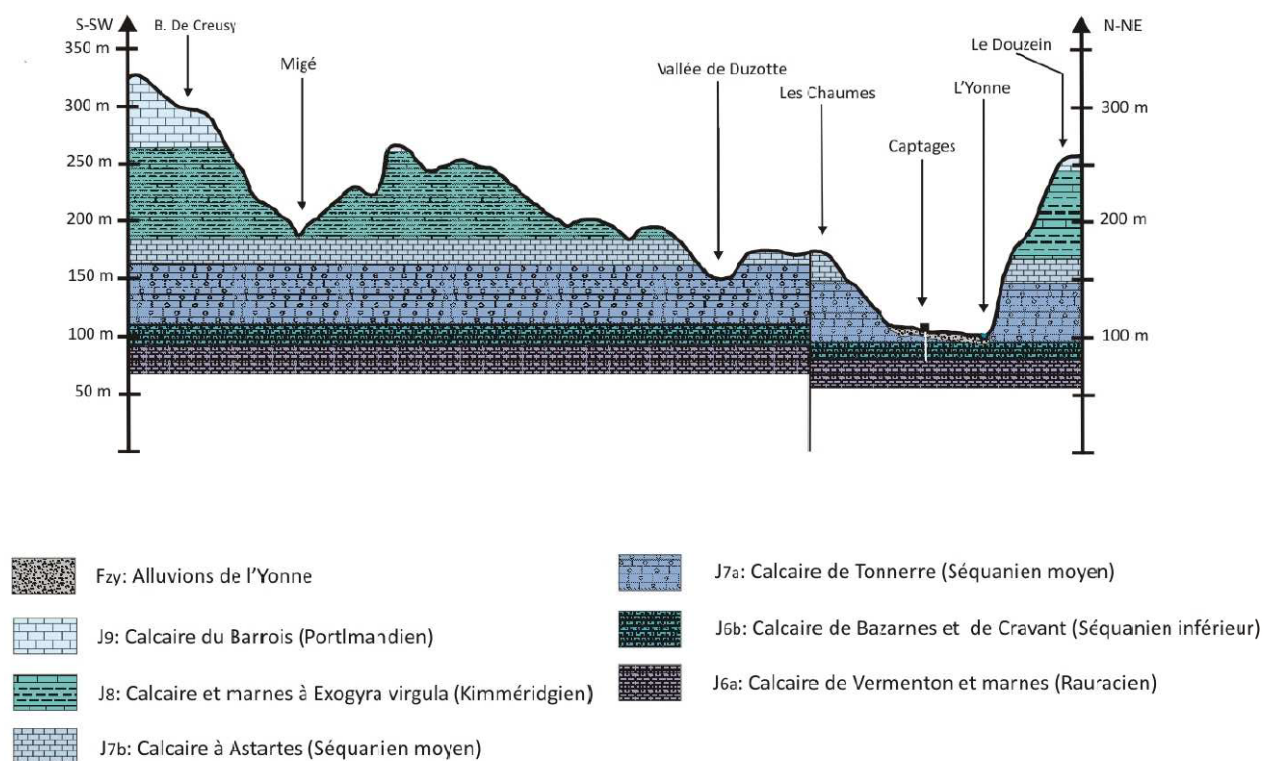


Figure 9 : Coupe géologique schématique du secteur d'études (Sciences Environnement, 2010).

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 (25mgNO₃/l) et proches de la norme réglementaire de 50 mgNO₃/l. Ces teneurs augmentent depuis le début des mesures en 1983 et atteignent en 1994 les 70 mg/l sur P1 et plus de 60mg/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 de 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 (+/- 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 m³/j, toute l'eau prélevée proviendrait du bassin d'alimentation calcaire alors que pour 14 000 m³/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 SF6, 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'évolution 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.

4 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 résiduaux 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.

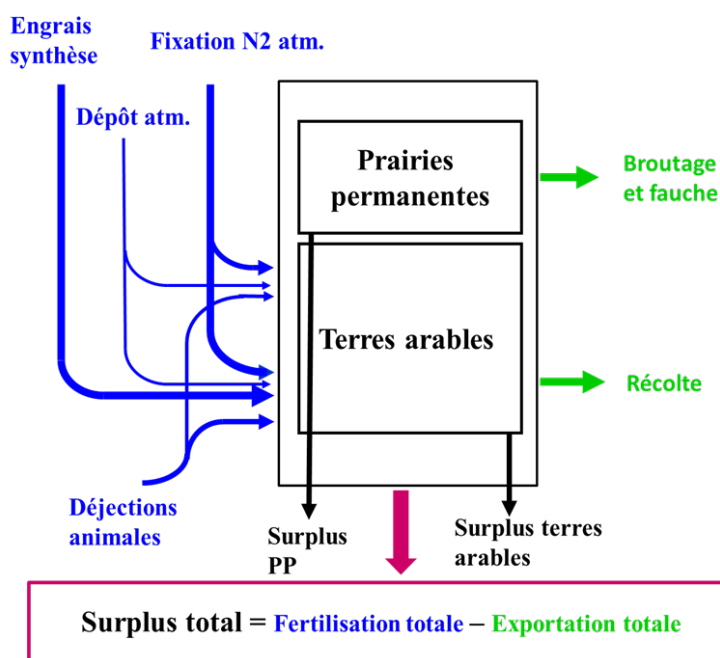


Figure 10 : Eléments du bilan azoté des sols (SSB, Soil Surface Balance).

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 (Anglade 2015). 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.

4.1 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.11).

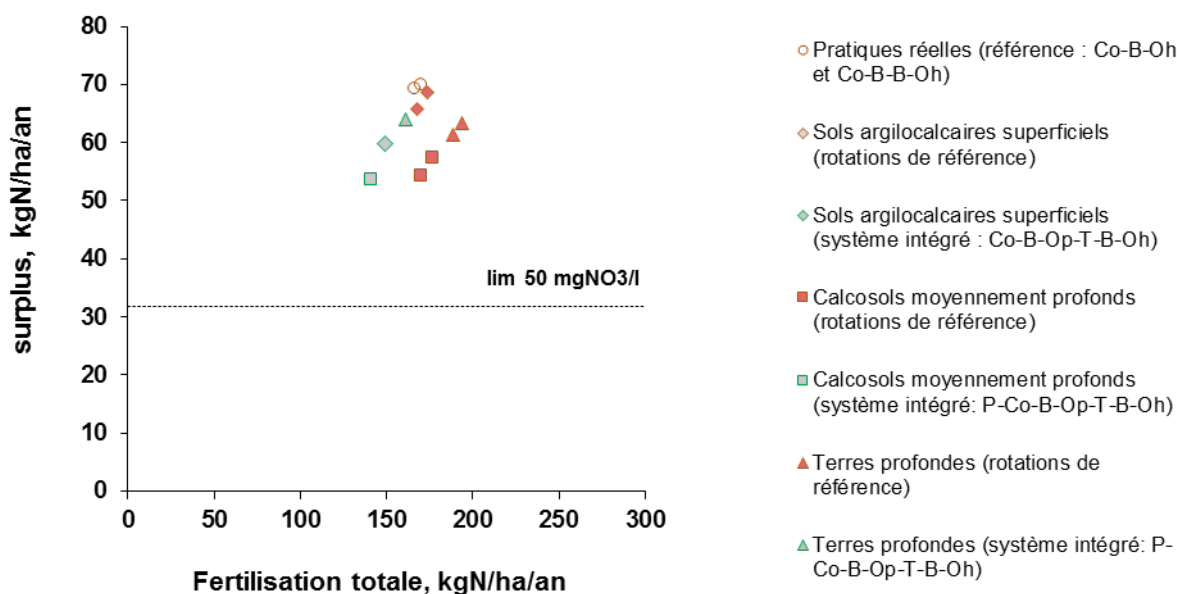


Figure 11 : Relation entre le surplus et la fertilisation totale pour les rotations principales pratiquées et les systèmes intégrés et avec une gestion équilibrée de la fertilisation.

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 mgNO₃/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/) 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 grand 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 bénéfices 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. 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.

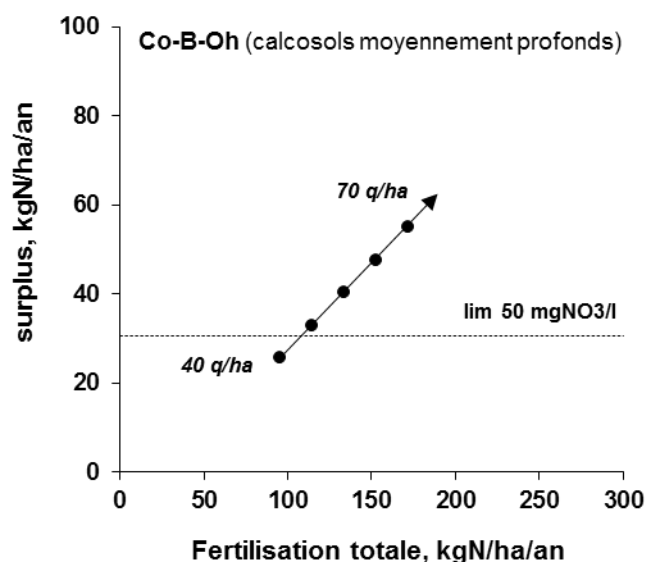


Figure 12 : Relation entre le surplus et la fertilisation totale dans le cas d'une rotation de référence Colza-Blé-Oh supposée conduite selon les préconisations du COMIFER pour des objectifs de rendement variables.

4.2 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 1 ; Fig. 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.

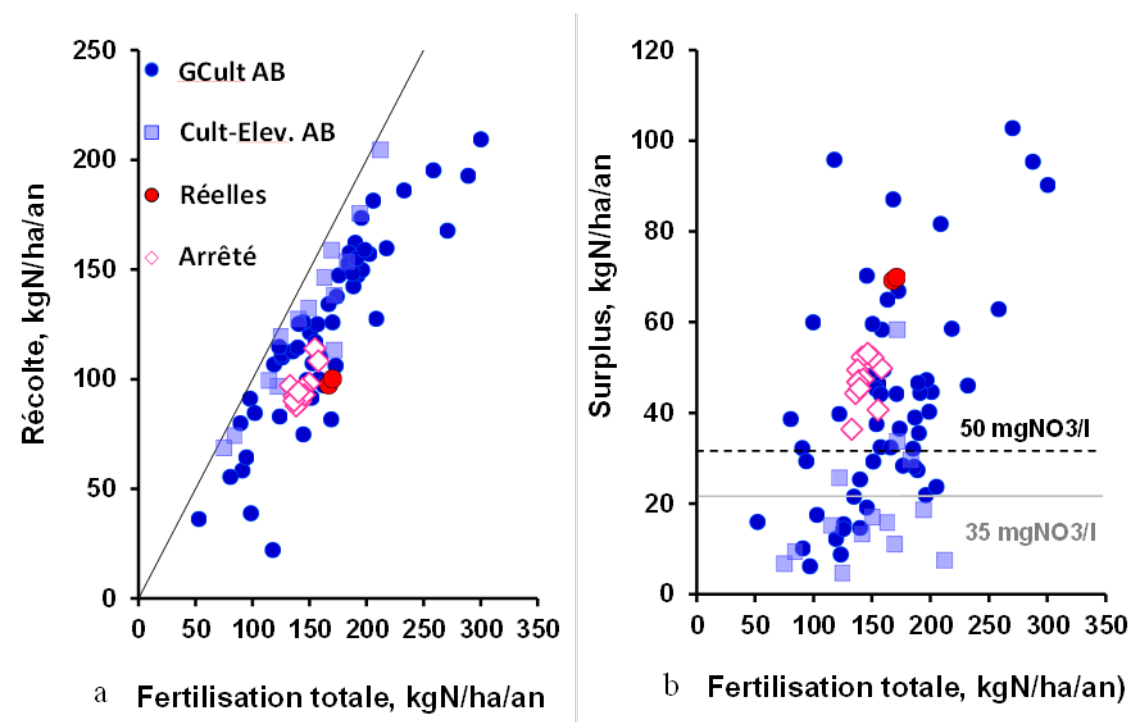


Figure 13 : Relation entre la fertilisation totale et l'exportation par la récolte (a) ou le surplus azoté (b) pour une rotation intégrée préconisée sur le BAC (selon les références techniques de l'arrêté préfectoral) « arrêté » et pour les rotations de références « réelles » en comparaison des performances 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 mgNO₃/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 mgNO₃/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 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.

5 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.

5.1 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 complémentarité entre culture et élevage était manifestement moins marquée (Fig. 14 ; Fig. 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 davantage 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. 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. 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. 17).

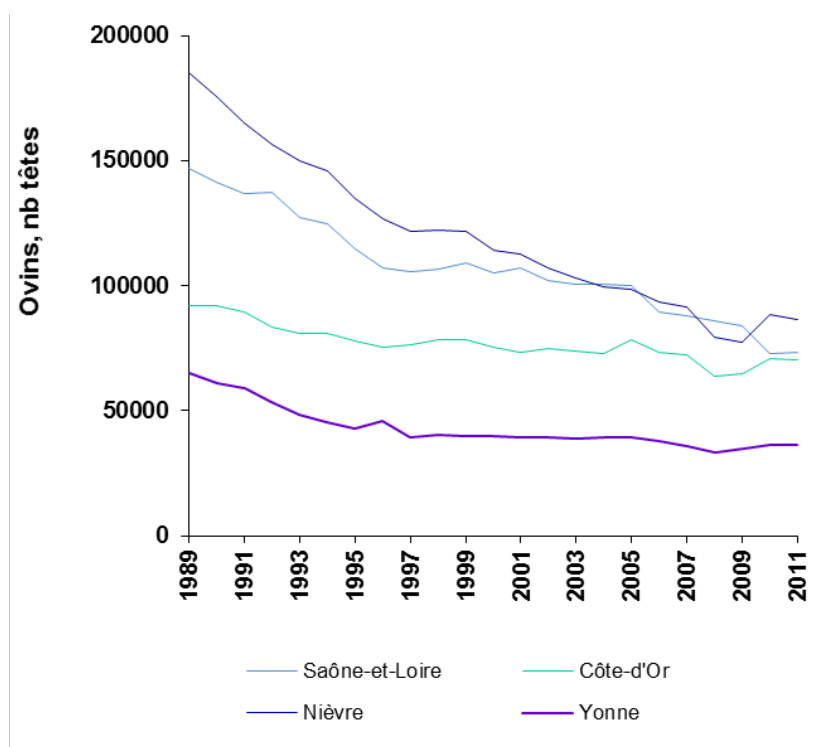


Figure 14 : Evolution pour les départements de Bourgogne de l'effectif ovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'après Agreste).

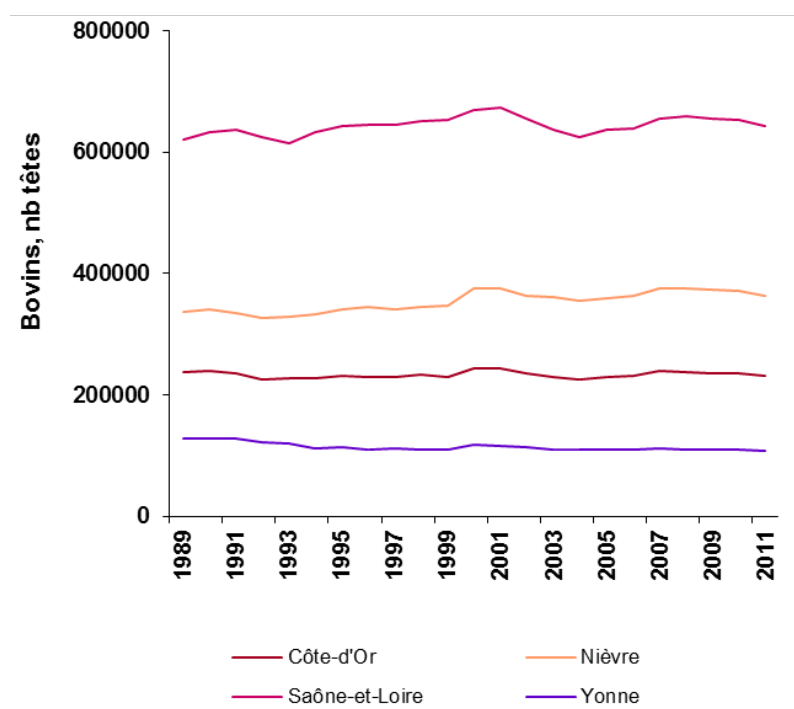


Figure 15 : Evolution par départements en région Bourgogne de l'effectif bovin entre 1989 et 2011 (données compilées d'Agreste).

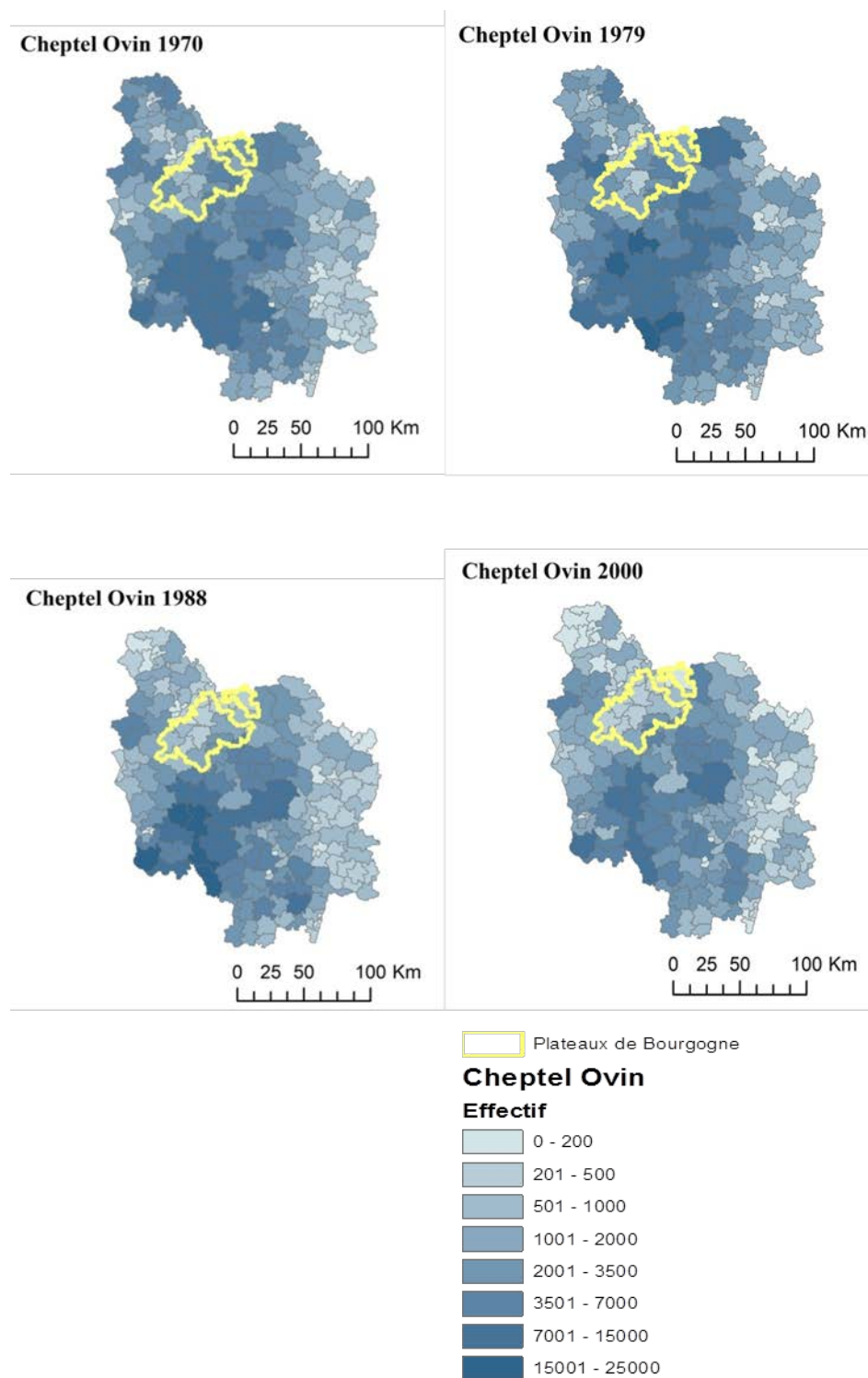
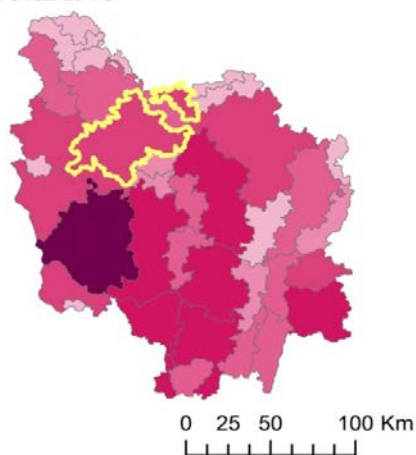
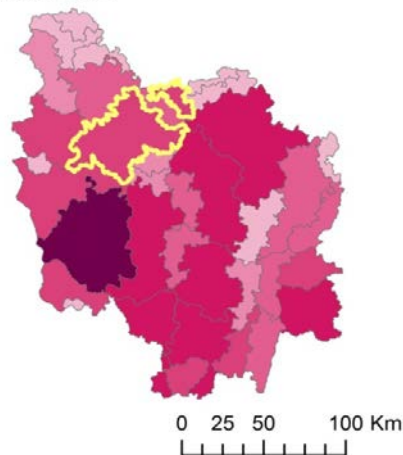


Figure 14 : Evolution cantonale de l'effectif du troupeau ovin en région Bourgogne entre 1970 et 2000 (données compilées du RGA).

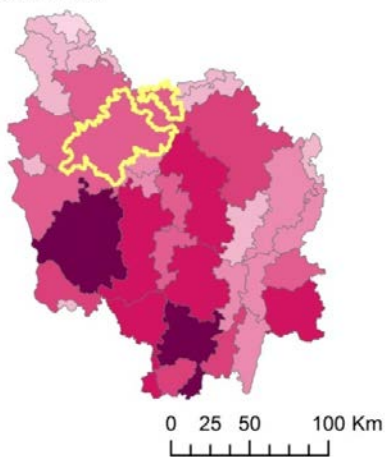
Cheptel Bovin 1970



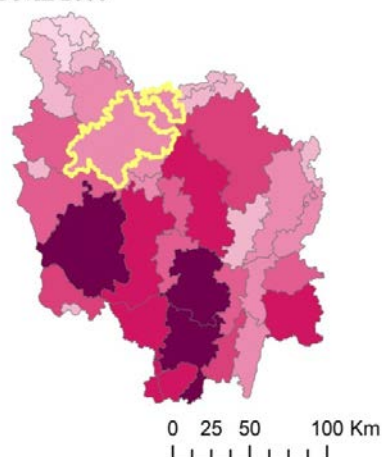
Cheptel Bovin 1979



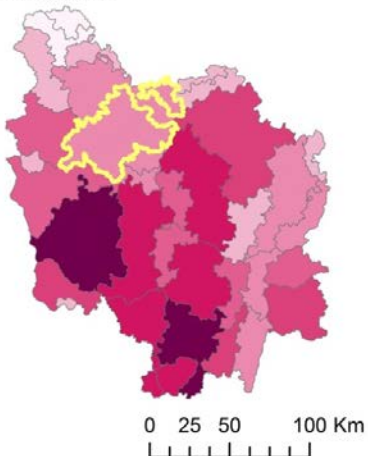
Cheptel Bovin 1988



Cheptel Bovin 2000



Cheptel Bovin 2010



Cheptel Bovin par petites régions agricoles

Nb têtes

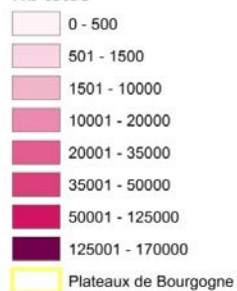


Figure 15 : Evolution des effectifs de bovins en région Bourgogne par petites régions agricoles de 1970 à 2010 (données compilées d'Agreste).

5.2 Les potentialités de l'agriculture biologique

5.2.1 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., 2015), 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.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^{ème} siècle (Anglade et al., in press). 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.

5.2.2 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. 18).

Elevage Bovin AB (lait et viande)

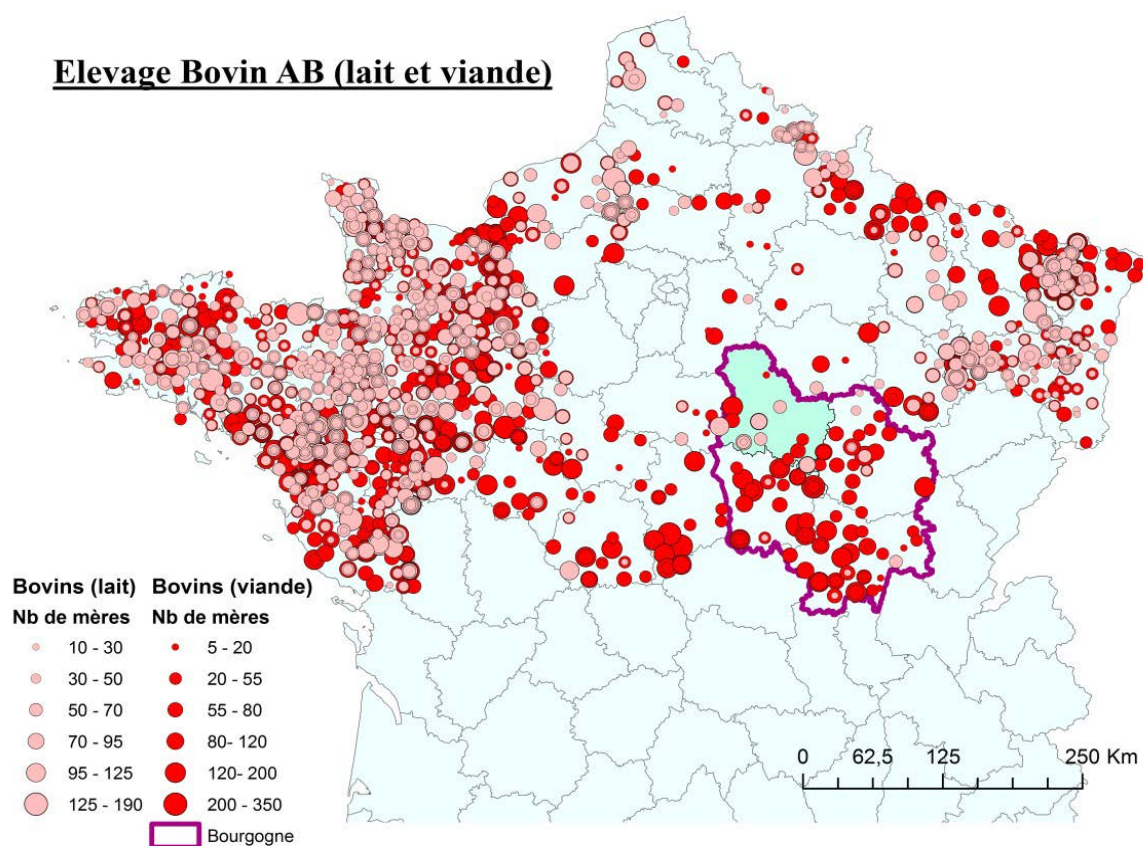


Figure 18 : Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage bovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

Elevage Ovin AB (viande et lait)

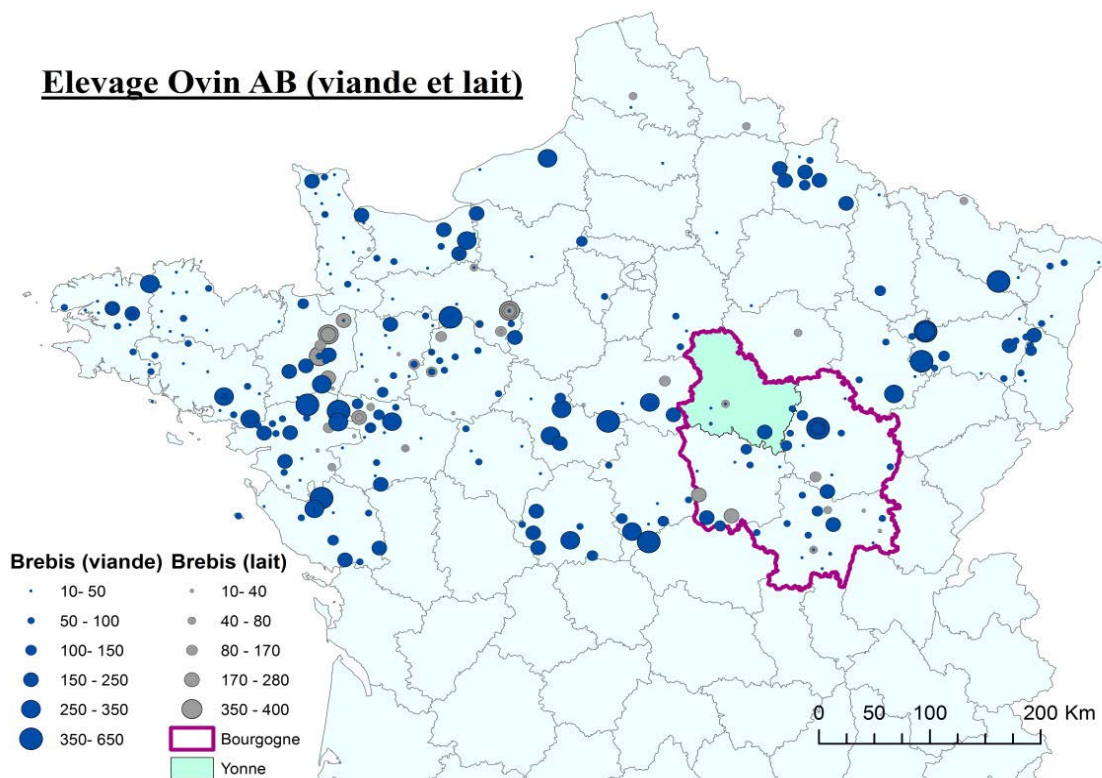


Figure 19 : Répartition des exploitations AB comprenant au moins un atelier d'élevage ovin (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

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. 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. 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).

Grandes Cultures AB (sans élevage)

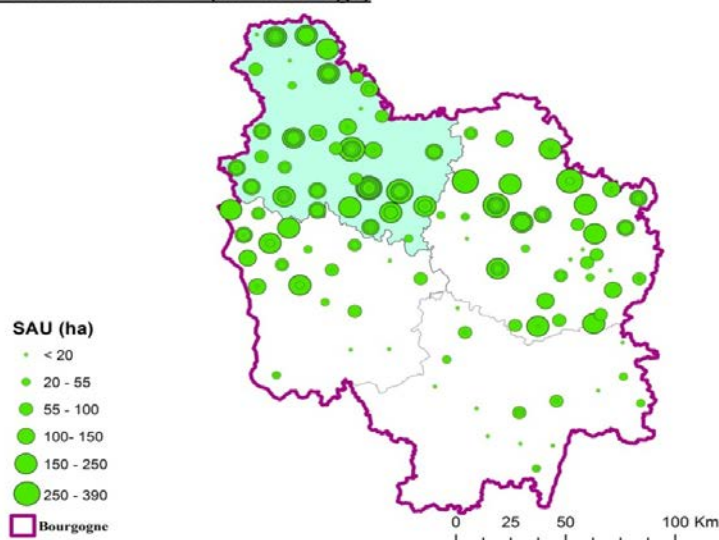


Figure 20 : Répartition des exploitations AB de grandes cultures sans élevage (données compilées de l'Agence Bio, 2010).

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 ?

5.2.3 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 agroalimentaire, 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^{ème} 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 ».

5.2.4 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.

6 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.

7 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

L'eau dans la campagne urbaine : L'AAC de Flins-Aubergenville¹

Juliette Anglade^{1*}, Jean-Baptiste Loiseau², Aurélien Lemaire², Olivier Gaillard³ et
Laetitia Chaegard³

¹ METIS, UPMC/CNRS, Paris

² Lyonnaise des Eaux, Le Pecq

³ SAFEGE

* juliette.anglade@upmc.fr

Sommaire

1	Introduction	323
2	Entre dynamiques urbaines et préservation des ressources en eau et du foncier agricole: le choix de l'AB	325
3	Modélisation	330
4	Quels débouchés pour les productions biologiques de l'AAC ?	354
5	Conclusions	359
6	Références	360

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 30.106 m³/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. 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^{ème} 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

¹ En bibliographie, cet article sera cité de la façon suivante :

Anglade J., Loiseau J.B., Lemaire A., Gaillard O., Chaegard L., (2016) – L'eau dans la campagne urbaine : L'AAC de Flins-Aubergenville. Dans « *Quelle agriculture pour demain ?* », PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.

l'exploitation d'un champ captant.

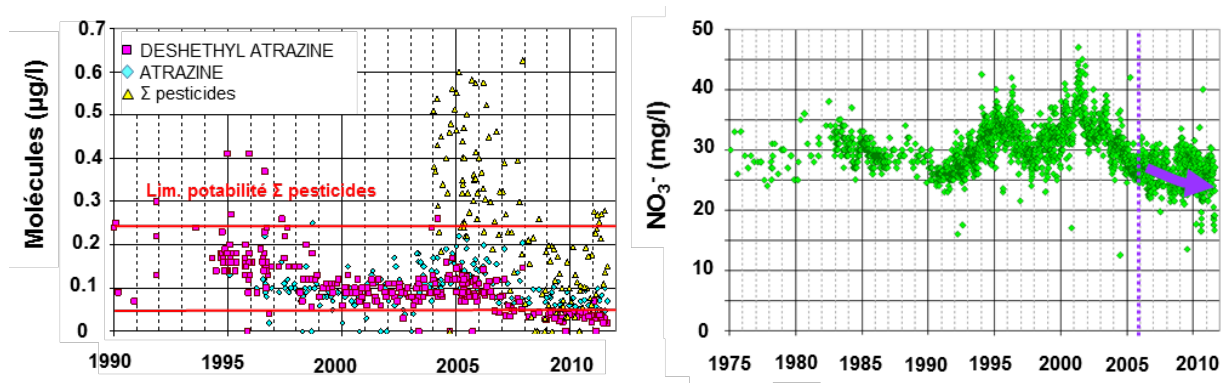


Figure 1 : Evolution de la concentration en pesticides en entrée de l'usine de traitement de Flins-Aubergenville (gauche). Evolution de la concentration en nitrates en sortie de l'Usine de Flins-Aubergenville (droite). La ligne pointillée en violet indique la mise en fonctionnement du procédé de géofiltration 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).

Quels degrés de modification des pratiques agricoles (équilibre de fertilisation, cultures pièges à azote, grandes cultures biologiques, maraîchage ...) pour quels impacts sur la nappe ?

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 Modflow), 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. 2). L'aire d'alimentation des captages de Flins-Aubergenville, délimitée en 2010, s'étend sur près de 10 000 ha (98,8 km²). Cette AAC est dite « restreinte », car l'AAC globale intégrerait l'intégralité du bassin versant de la Mauldre.

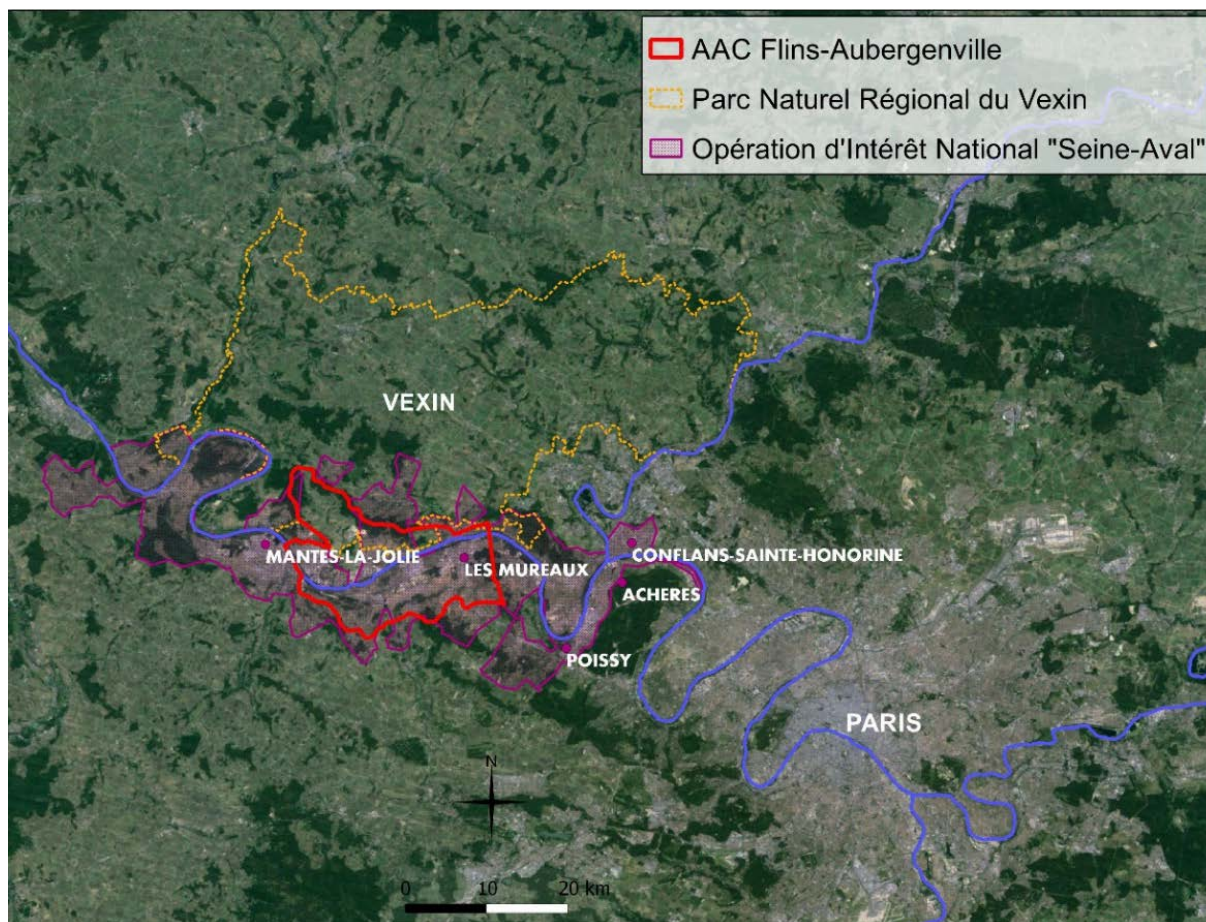


Figure 2 : Localisation de l'Aire d'Alimentation de Captage de Flins-Aubergenville, située aux portes de Paris et du Parc Naturel Régional du Vexin français, au sein de l'Opération d'Intérêt National « Seine-Aval ».

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. 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 km² 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).

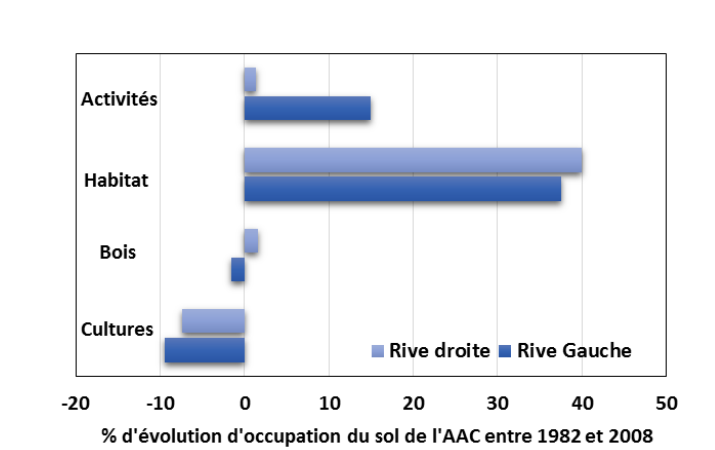


Figure 3 : Evolution de l'occupation du sol de l'AAC de Flins-Aubergenville, en rive gauche et droite de la Seine entre 1982 et 2008 (source: IAU d'Ile-de-France).

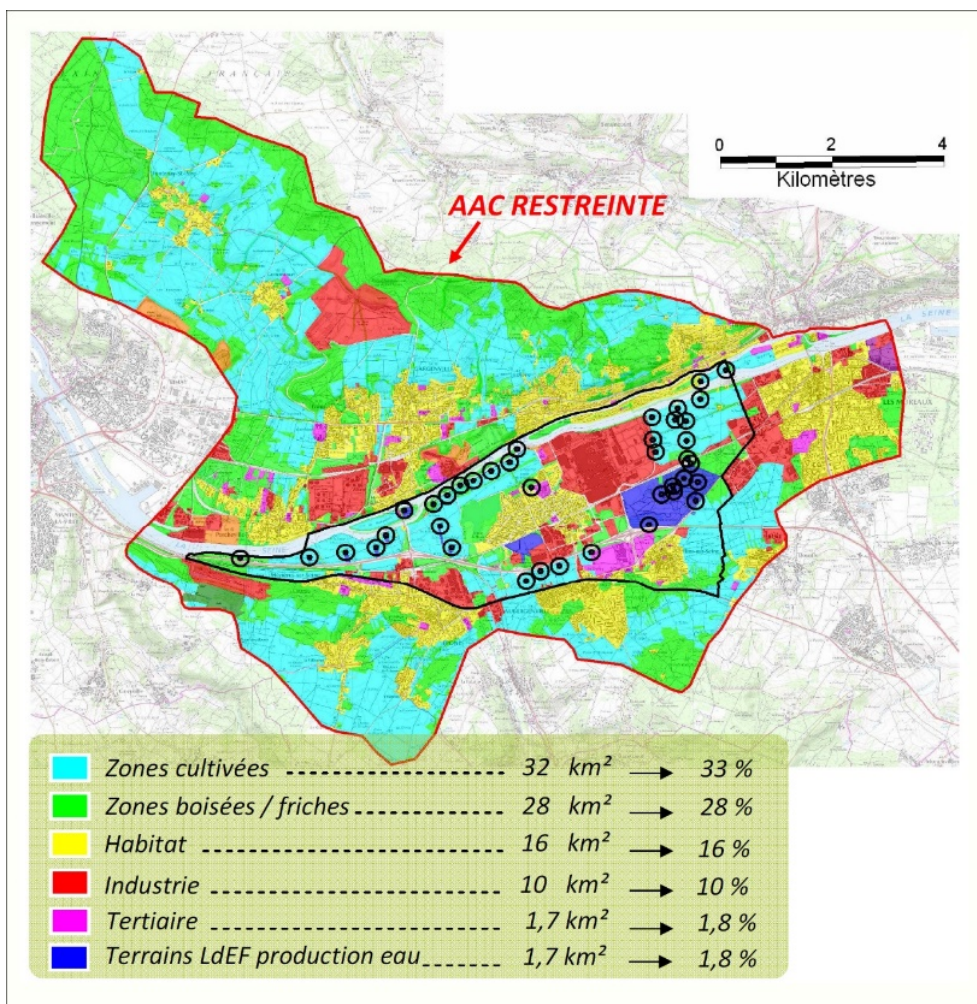


Figure 4 : Carte de l'occupation des sols de l'AAC de Flins-Aubergenville. Délimitation de l'AAC (contour rouge) et de la zone prioritaire (contour noir). Les points cerclés de noirs représentent les forages du champ captant (source, LDE).

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. 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 1) (LDE, 2012).

Tableau 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 Nitrates), 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 simulations 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^{ème} 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 Mm³/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 carrières) 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 mgNO₃/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 mgNO₃/l depuis les années 70. Seuls les forages, P1, et P2 dans une moindre mesure, bénéficient de la réalimentation de nappe.

PIREN-Seine – Phase 6 - Rapport de fin de phase - « Quelle agriculture pour demain ? »

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.

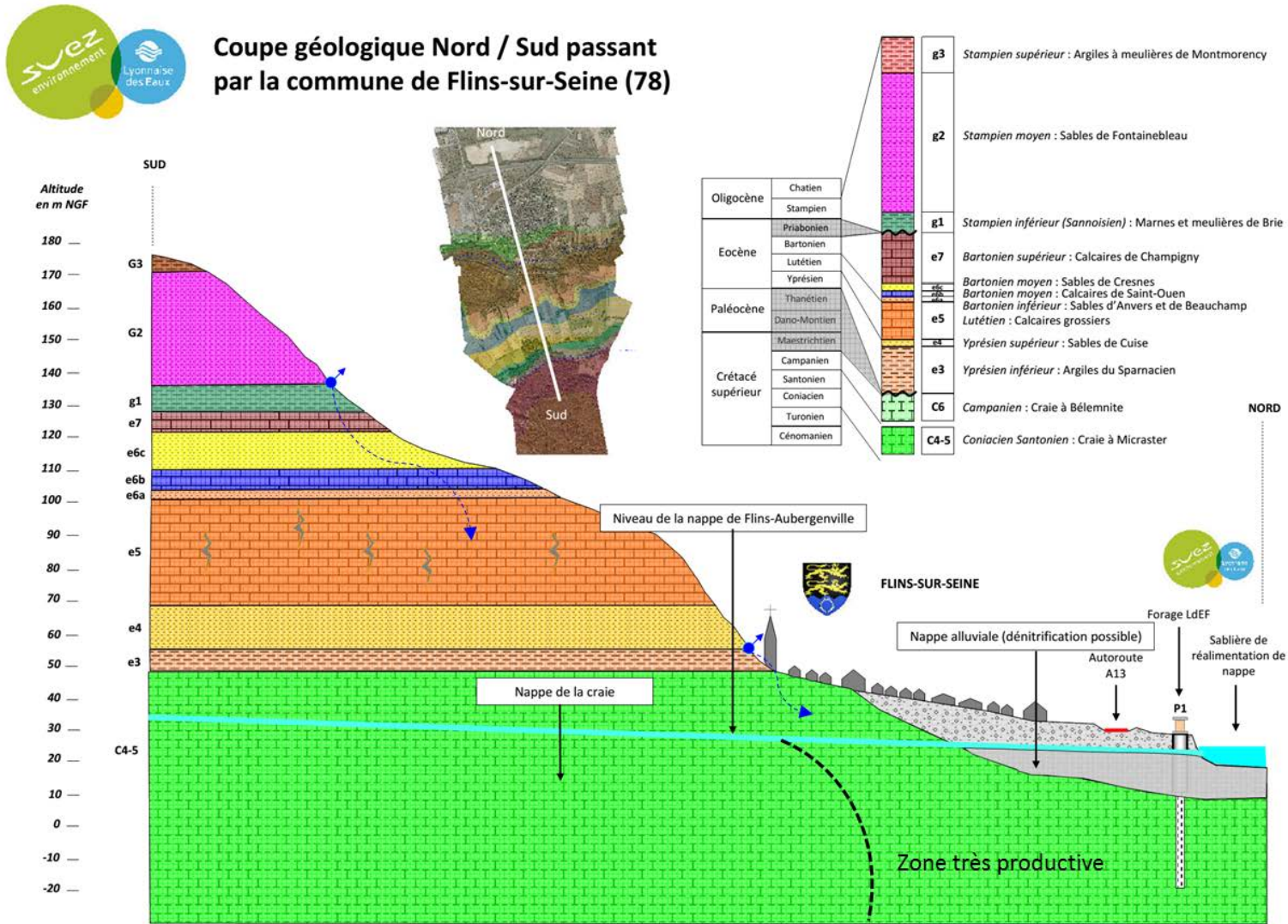


Figure 5 : Coupe géologique Nord-Sud de la zone prioritaire, passant par Flins-sur-Seine (source : LDE).

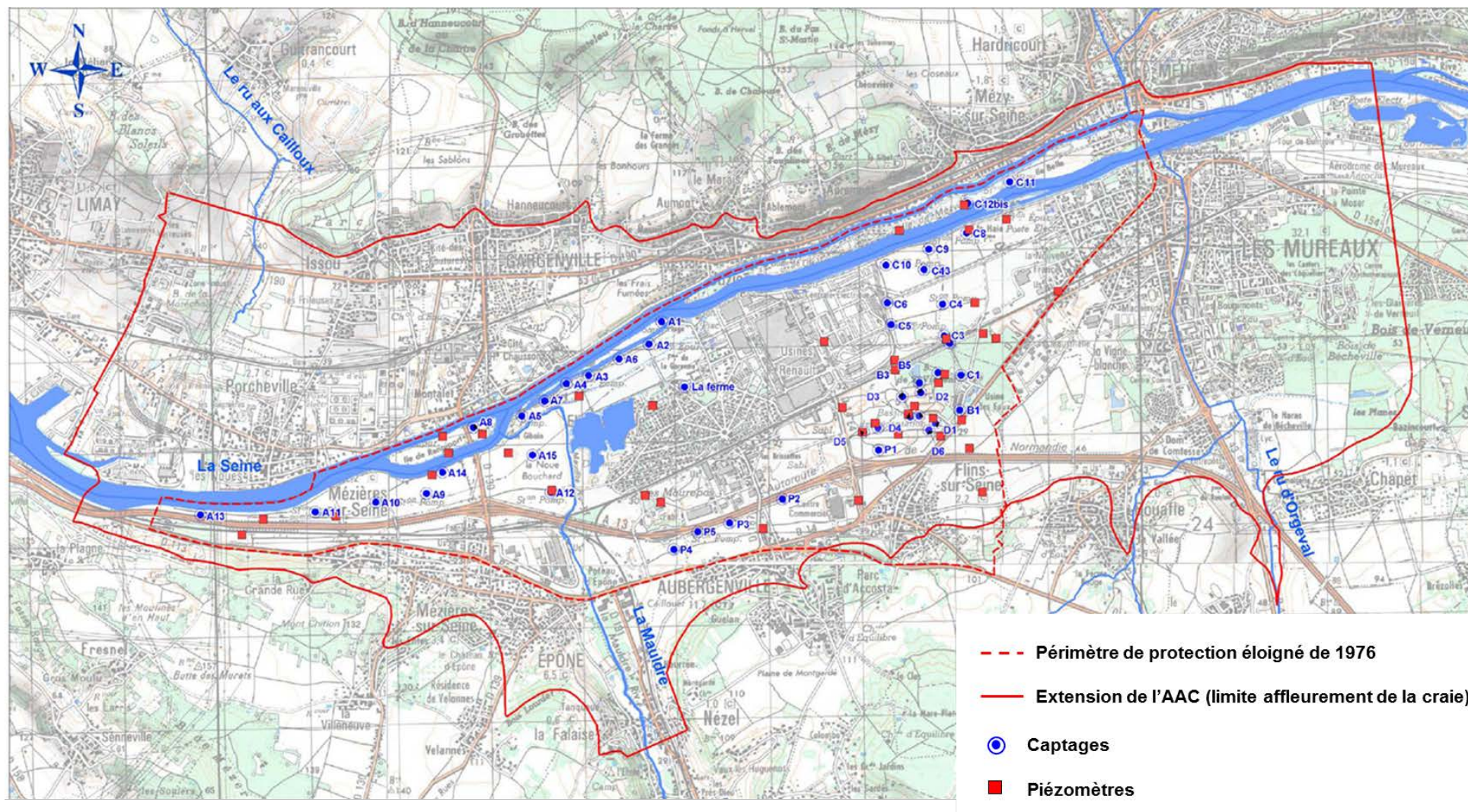


Figure 6 : Localisation des ouvrages de prélèvements (source, LDE).

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 ($m.s^{-1}$)

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 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^{-3})

Θ : la porosité de la couche

x_i : la distance selon l'axe x, y, ou z

D_{ij} : le coefficient de dispersion hydrodynamique ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)

v_i : la vitesse linéaire dans les porosités selon l'axe x, y, ou z

q_s : le débit par unité de volume au niveau des sources ou des puits (s^{-1})

C_s^k : la concentration de l'espèce chimique au niveau des sources ou des puits (kg.m^{-3})

R_n : réactions chimiques

Comme le modèle ne considère que la couche de la craie ici, la dégradation du polluant par dénitrification est supposée nulle ($R_n = 0$). 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 :

« 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.

« 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.

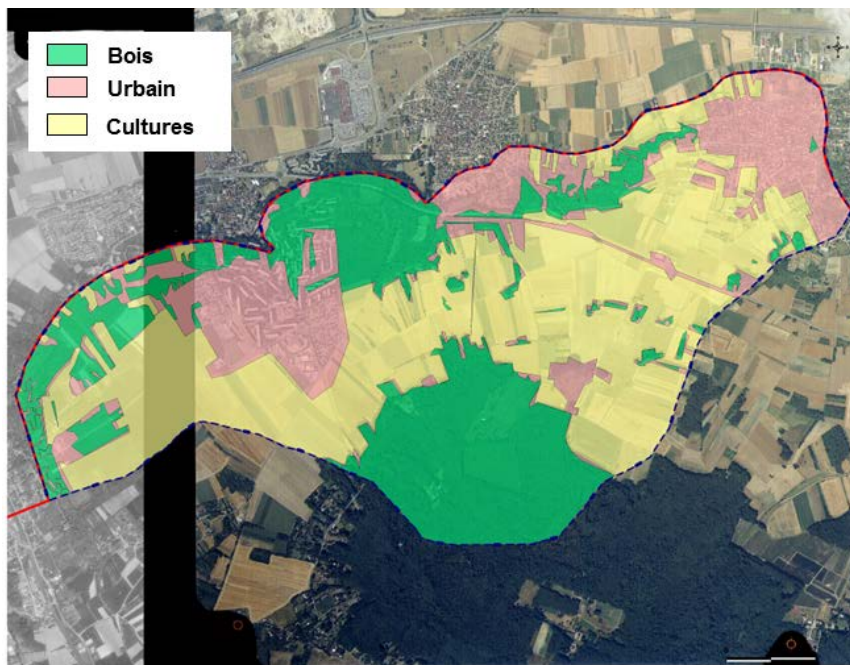


Figure 7 : Détermination de l'occupation du sol sur le coteau d'Aubergenville en 1999 par traitement SIG de photos aériennes (Source : SAFEGE).

Le recul des surfaces en cultures est particulièrement visible dans la plaine alluviale (Figure 8). 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.

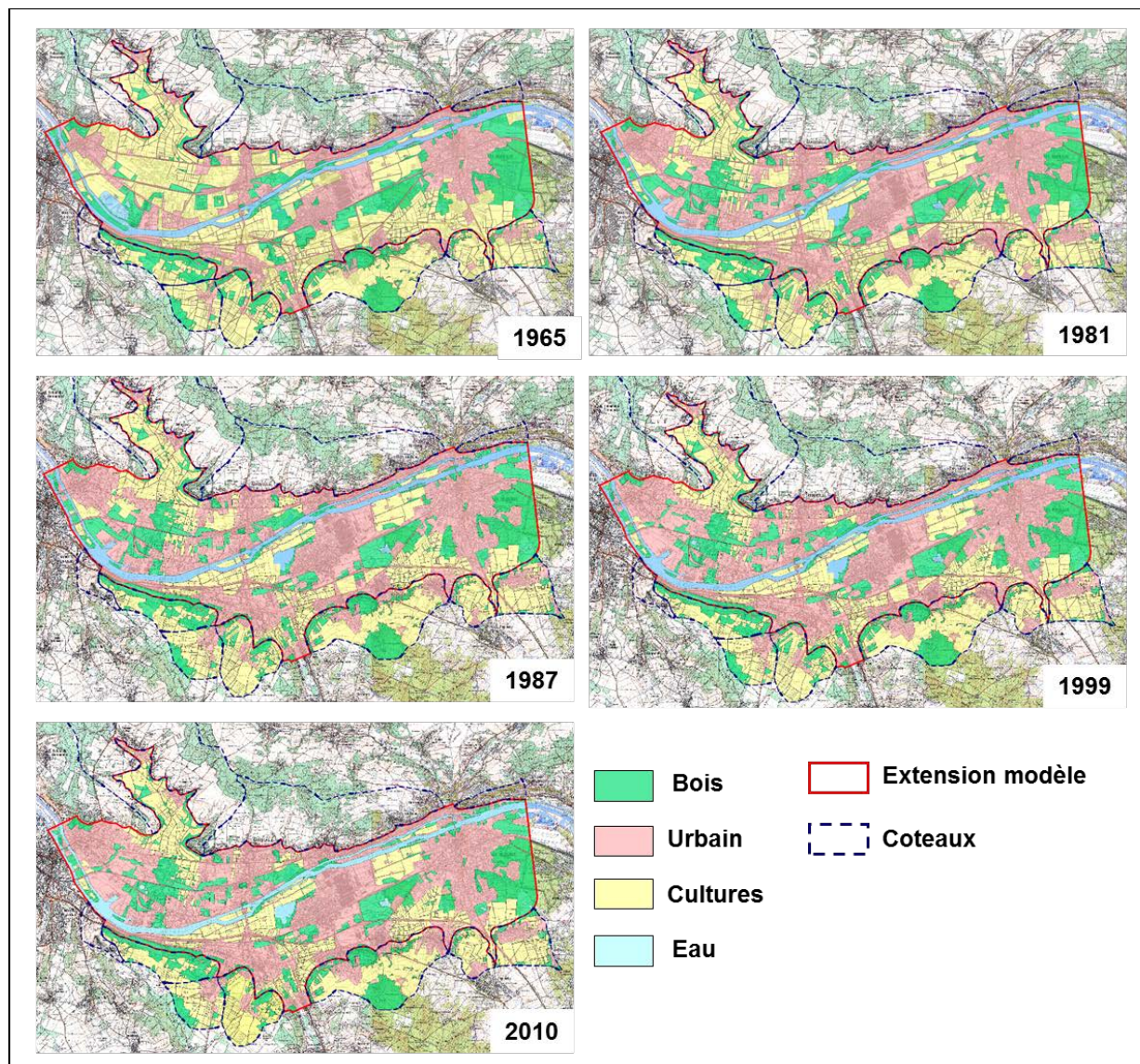


Figure 8 : Evolution l'occupation du sol de 1965 à 2010 au droit des limites actives du modèle de nappe, et sur les coteaux Sud (Source : SAFEGE).

3.3.2 Estimation des flux d'origine agricole entre 1941 et 2010

L'apport spécifique de ce travail 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 (Billen et al., 2013).

La reconstitution historique du surplus a nécessité un important travail de collecte et d'interprétations de données d'origines diverses.

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/).

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), 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).

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).

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^{ème} 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. 9).

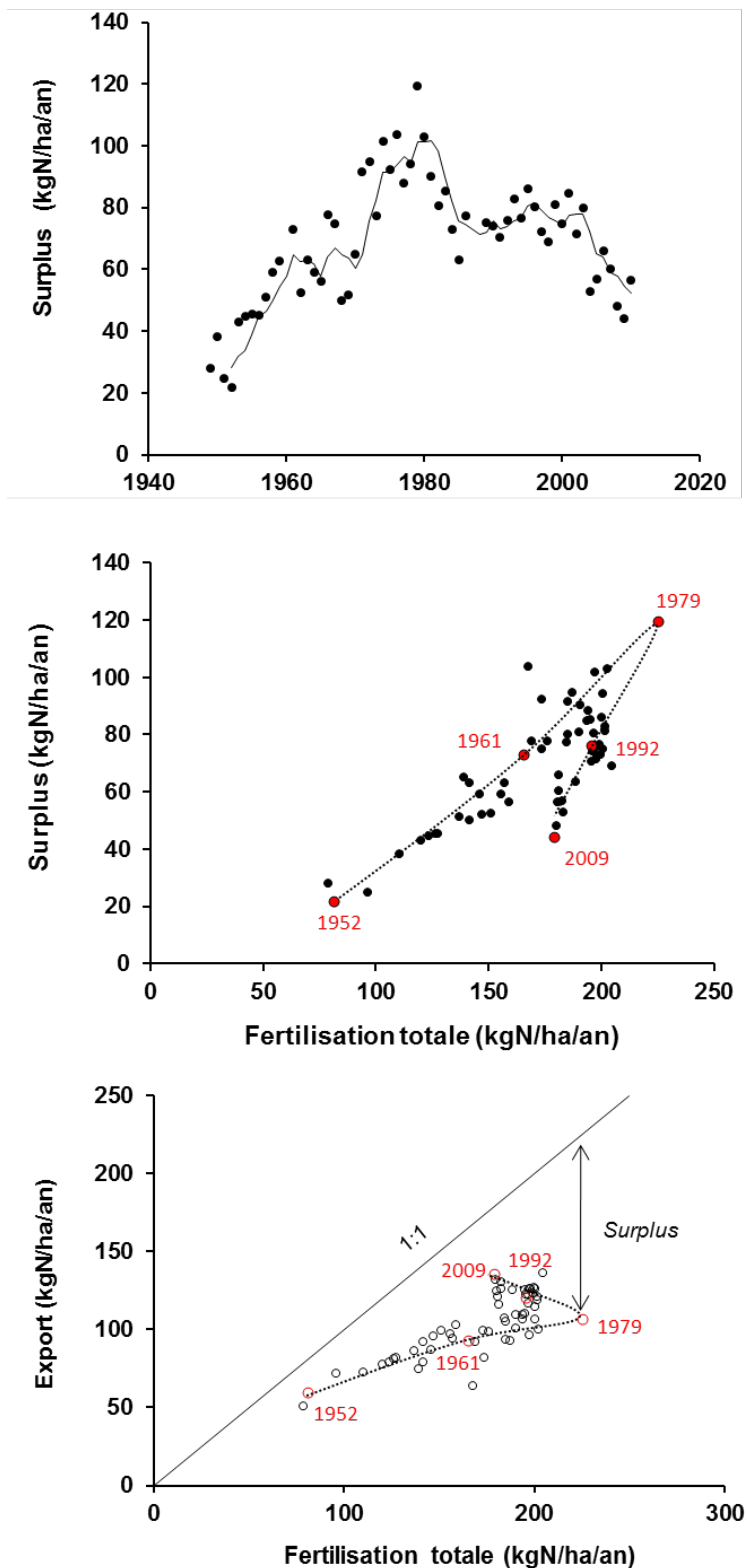


Figure 9 : Evolution du surplus azoté des sols agricoles du département des Yvelines depuis 1950 (la courbe représente la moyenne mobile sur 4 ans) (haut). Evolution du surplus azoté (milieu) et des rendements moyens à par ha (bas) en fonction de la fertilisation totale.

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. 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. 9).

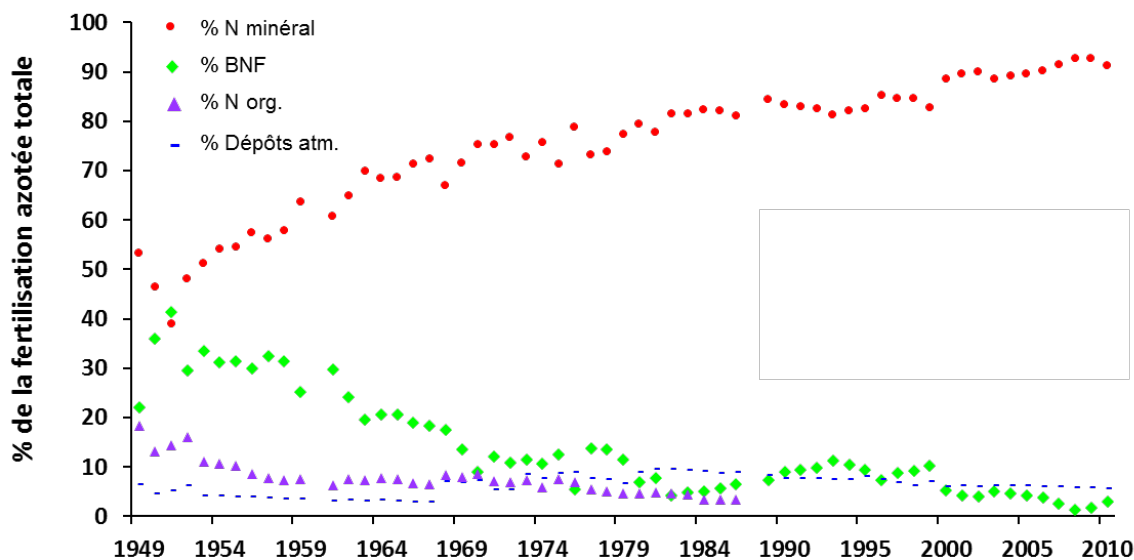


Figure 10 : Evolution de la proportion dans la fertilisation totale des différentes formes d'apports azotés au sol.

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 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. 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 légumière 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).

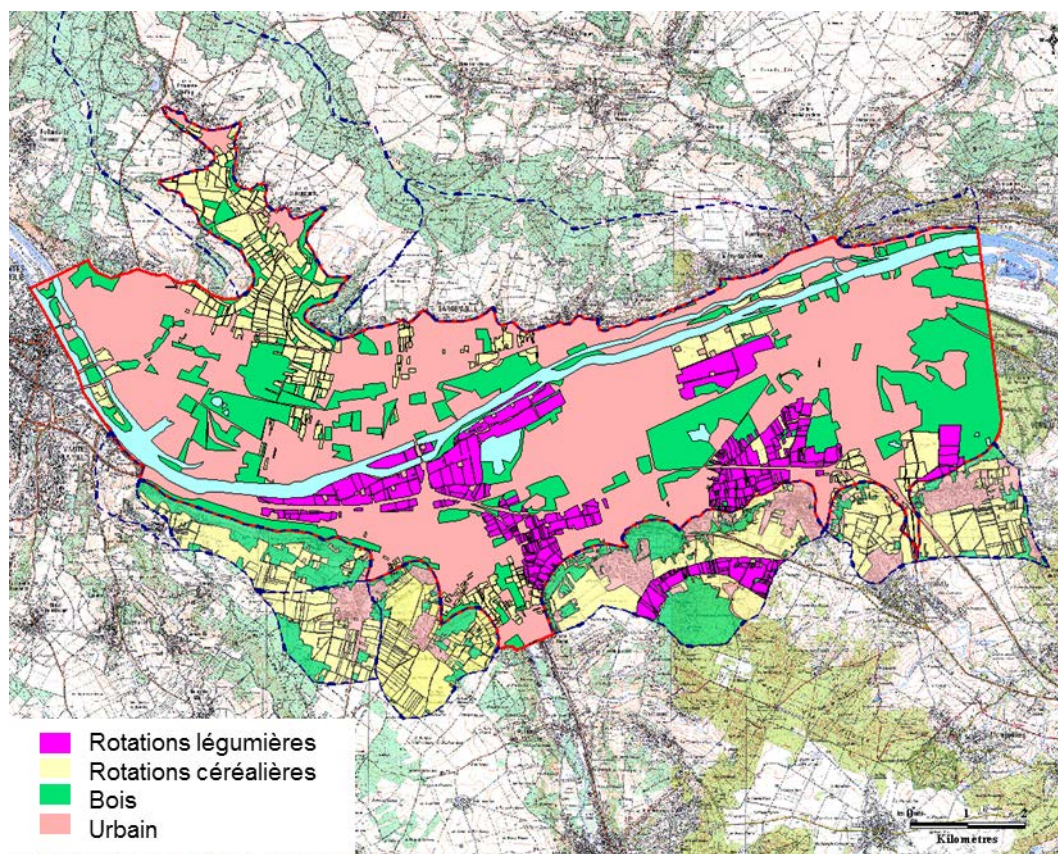


Figure 11 : Localisation dans la zone prioritaire (rive gauche), des parcelles avec des cultures légumières.

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), 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_3^-/l) via les pluies efficaces (Fig. 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.

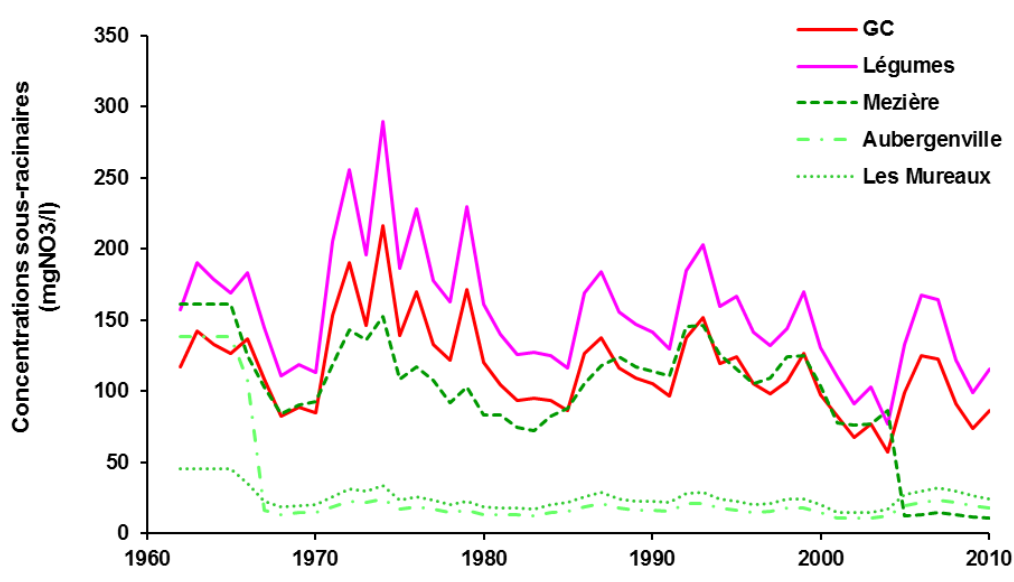


Figure 12 : Concentrations sous-racinaires en entrée du modèle de nappe, en différenciant celles des rotations légumières et celles de grandes cultures (GC) pour les zones cultivées, et les pertes liées à l'assainissement pour les communes de Mézières, Aubergenville et Les Mureaux.

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. 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. 5).

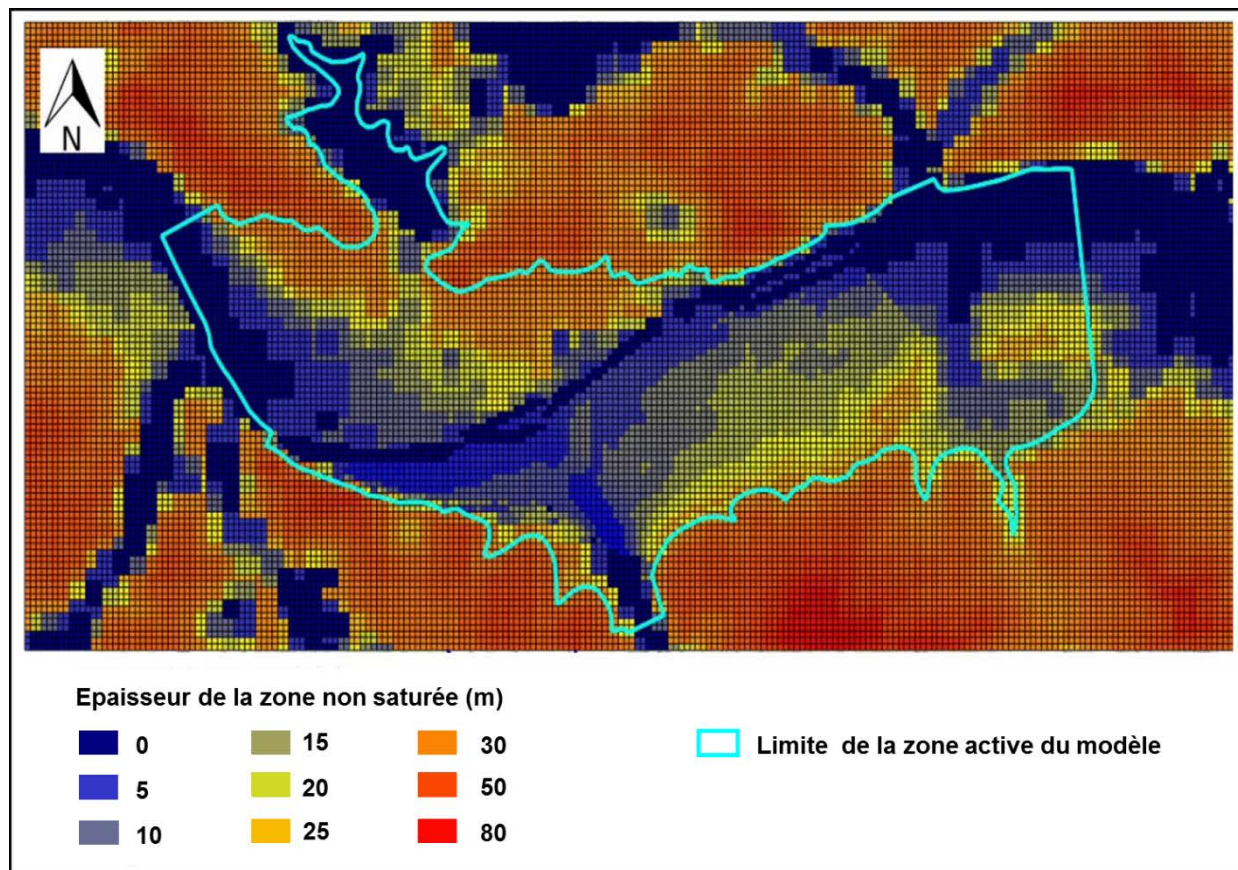


Figure 13 : Carte d'épaisseur de la zone non saturée (Lemaire, 2013).

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 (SF6). Les CFC et le SF6 sont des gaz anthropiques (réfrigérants, solvants, gaz propulseurs, isolants électriques) dont la production n'a commencée qu'au milieu du XX^{ème} 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 CONDATE).

Sur les deux points de prélèvements effectués, l'âge moyen apparent est d'environ 25 ± 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. 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). 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 mgNO₃/l. La robustesse du calage, nous permet d'élaborer des scénarios prospectifs qui intégreront à la fois les changements, et les influences passées.

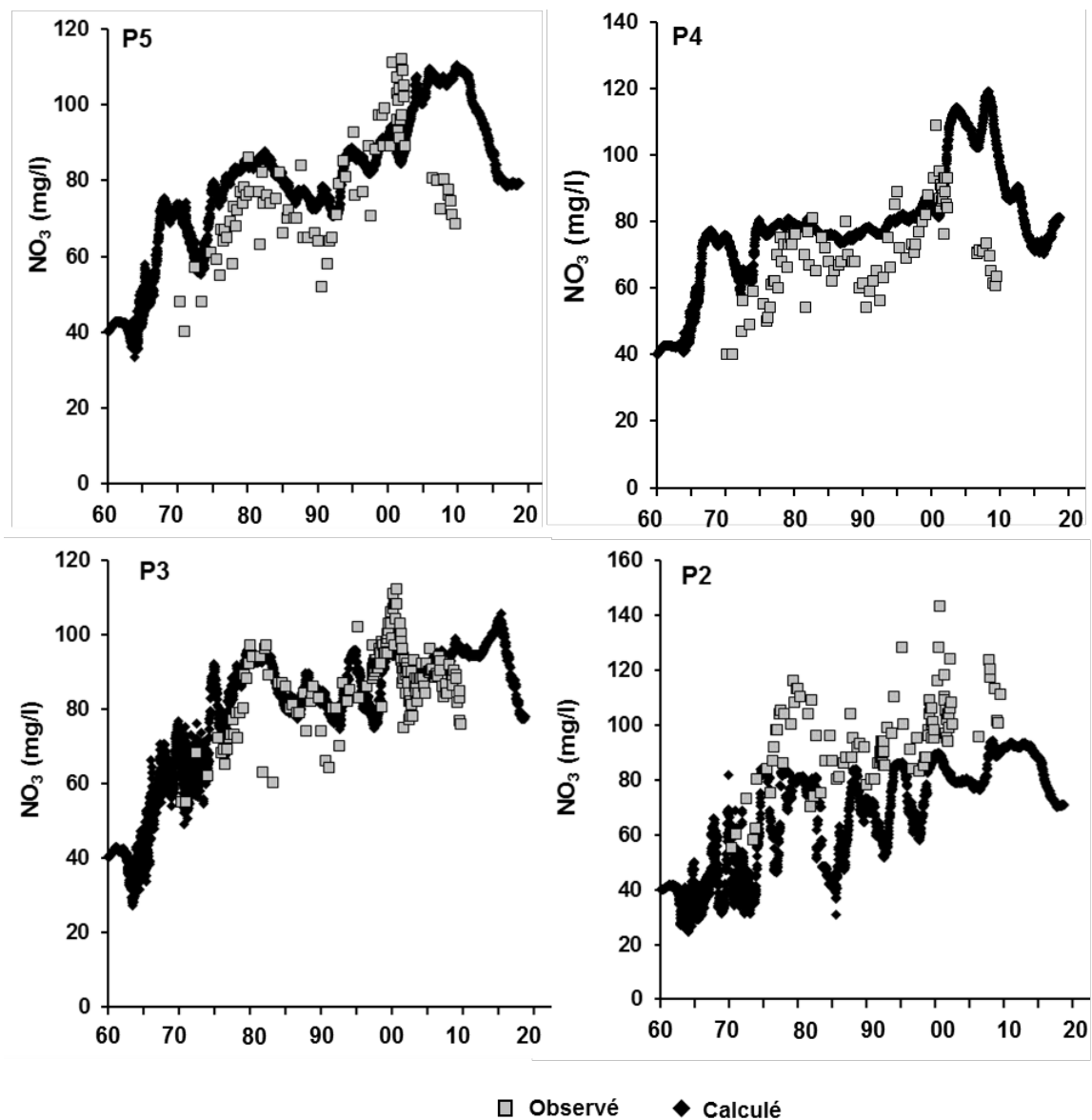


Figure 14 : Concentrations observées et calculées dans les forages P sous influence des coteaux agricoles.

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 mgNO₃/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 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- *Légumes-Orge(h)	85	64	60%
Sol 93	*Légumes-Orge(h)-Orge(h)	74	58	57%
Sols 59/60	Colza- *Blé-Blé-Orge(h)	55	42	68%
Sol 36	*Maïs-Blé-Blé- *Légumes-Orge(h)	64	56	60%
Sols 39/64	Colza- *Blé-Blé-Orge(h)	54	52	68%

*CIPAN (moutarde) précédant la culture principale

Le 5^{ème} 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 mgNO₃/l pour les rotations de grandes cultures, et entre 48 et 102 mgNO₃/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. 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 4^{ème} 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.

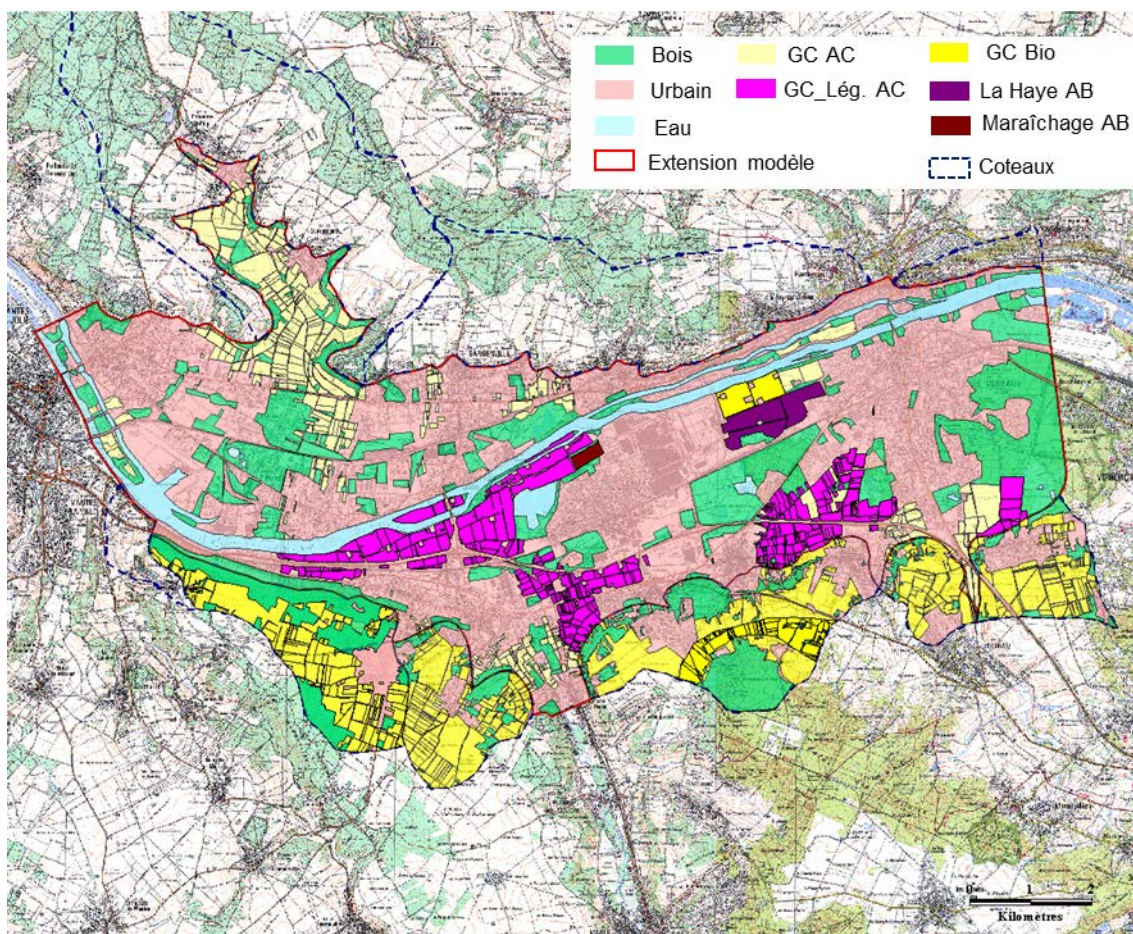


Figure 15 : Localisation des parcelles cultivées en agriculture biologique (ferme de la Haye et maraîchage dans la plaine alluviale et grandes cultures sur les coteaux) et conventionnel raisonné (rotations GC et légumières) dans le scénario B.

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 champ (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., 2015), 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 3).

Tableau 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 mgNO₃/l pour les rotations de grande culture bio sur les coteaux, entre 30 et 59 mgNO₃/l pour le maraîchage bio bas-intrants et entre 49 et 105 mgNO₃/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 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. 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 mgNO₃/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. 17) et extrait des cartes de concentrations

dans la nappe de la craie en milieu (2040) et fin de simulation (2080) (Fig. 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 mgNO₃/l dans le scénario A et de 30 mgNO₃/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 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 mgNO₃/l en lien avec les rotations légumières dans la plaine alluviale, toujours conduites en agriculture conventionnelle, et la ferme de la Haye (Fig. 16). De plus la zone est impactée par des flux en provenance du coteau d'Ecquevilly 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.

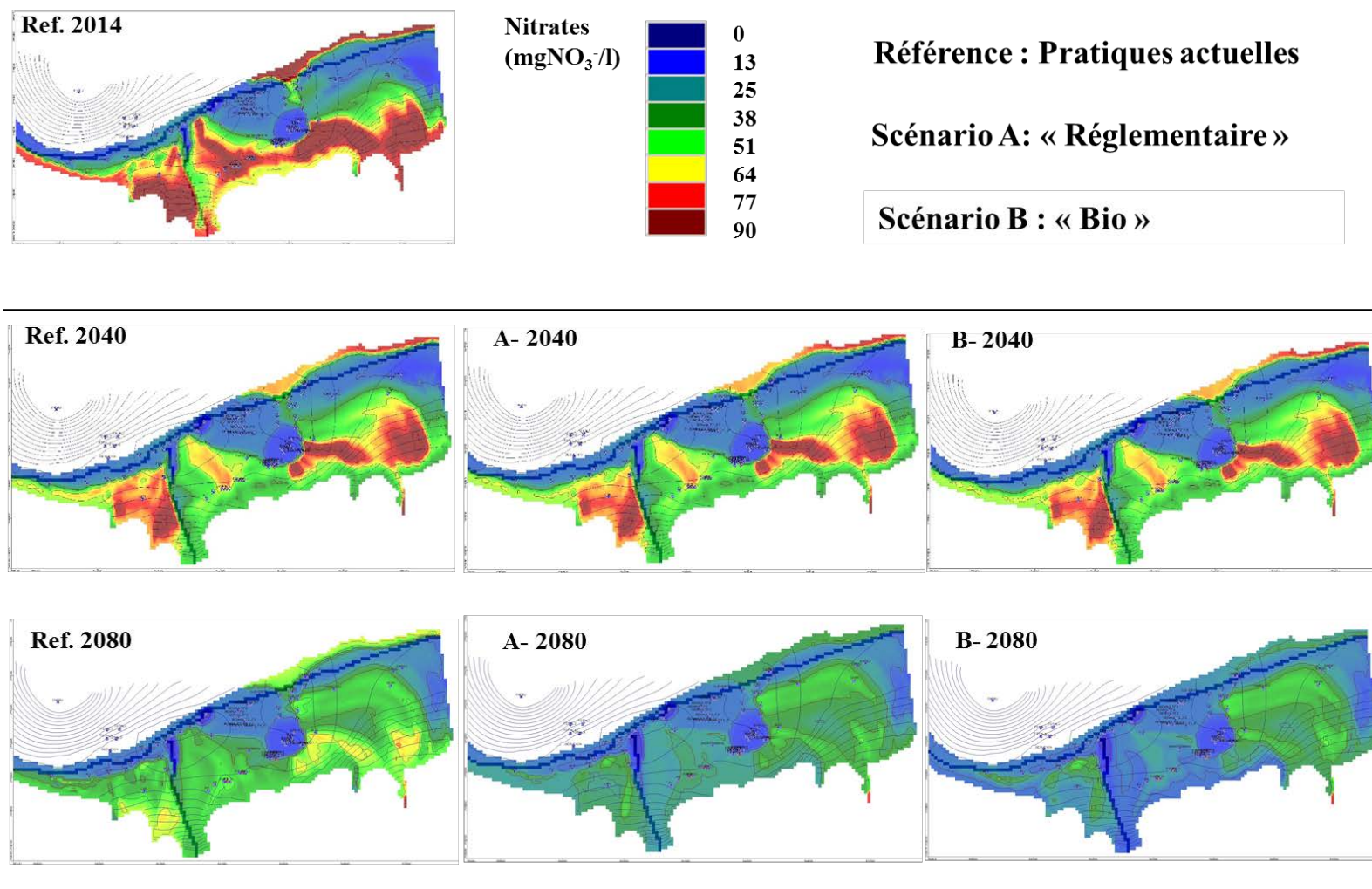


Figure 16 : Cartes d'évolution des teneurs en nitrates du champ captant (nappe de la craie), entre 2014 et 2080 selon deux scénarios d'évolution des pratiques agricoles. Scénario A : préconisations réglementaires de fertilisation équilibrée et de couverture des sols. Scénario B : agriculture biologique sur les coteaux, et pratiques réglementaires dans la plaine alluviale. La référence est la poursuite des pratiques actuelles.

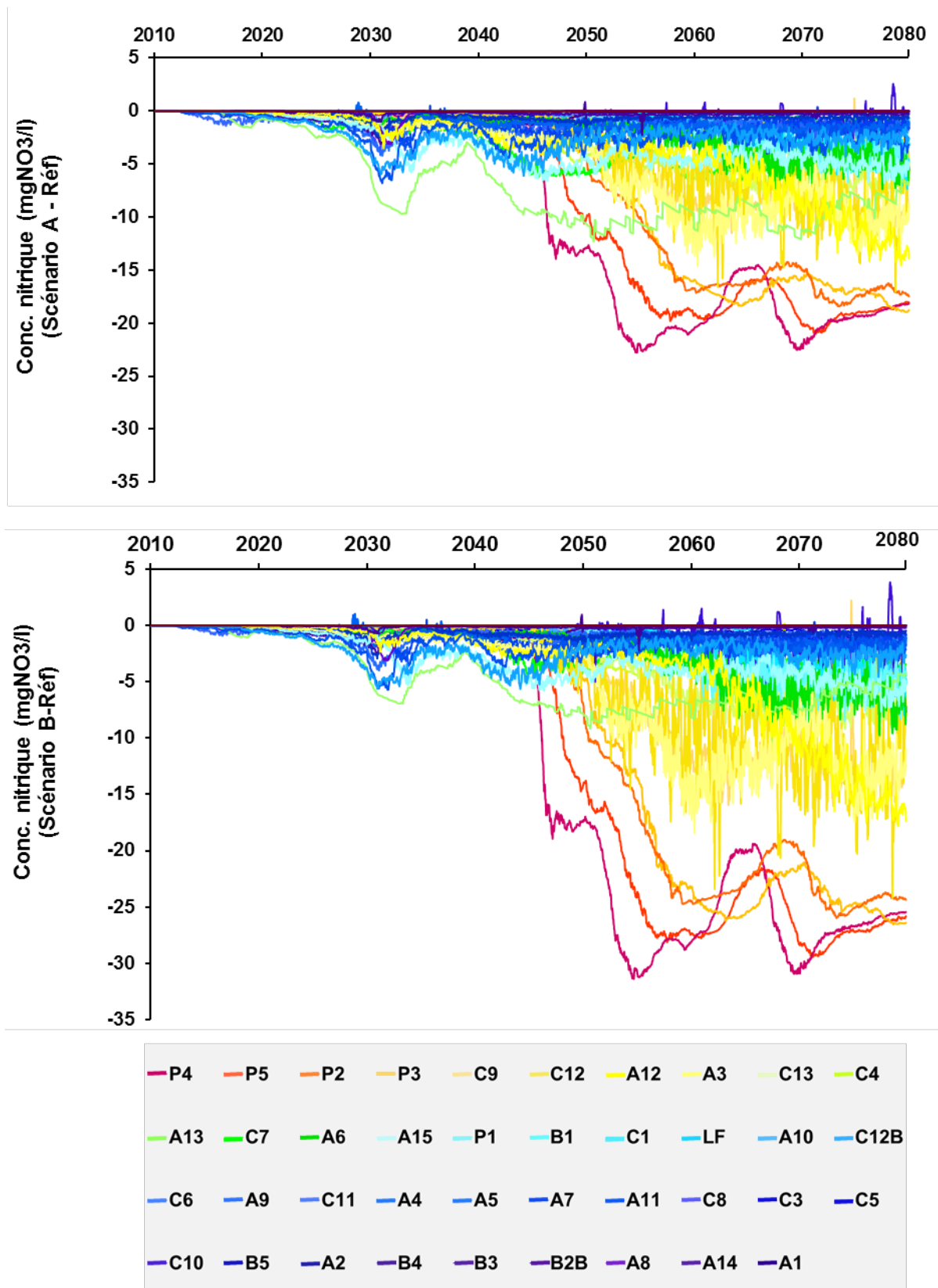


Figure 17 : Différence de concentrations simulées dans les scénarios A (Haut) et B (Bas) par rapport à la simulation de référence dans chacun des forages entre 2010 et 2080.

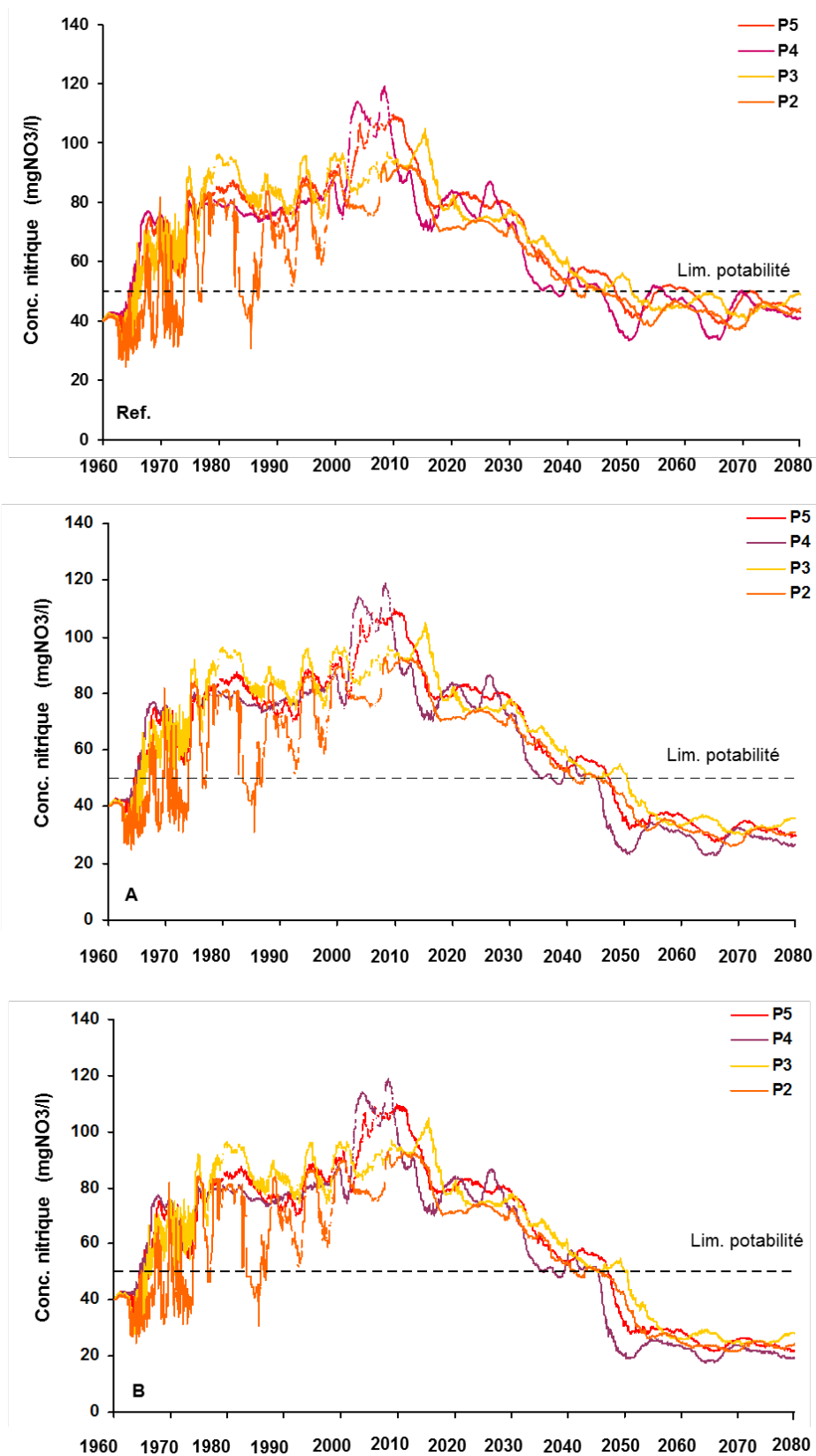


Figure 18 : Evolution des concentrations nitriques simulées dans les forages P en bordure de coteaux entre 1960 et 2080 selon la situation de référence (Haut), le scénario A « raisonné » (Milieu) et le scénario B « Bio » (Bas).

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 œuvre 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 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
Coteaux					
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
La Haye					
ha	37	8	0	38	25
t/ha/an	3.4	25	0	7	11
kgN/ha/an	56	36	0	196	130
Maraîcher					
ha	0	11	0	0	0
t/ha/an	0	12	0	0	0
kgN/ha/an	0	27	0	0	0
Total					
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 le mettre en regard des productions bios prévues dans le scénario B (Tableau 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^{ème} 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 5).

Il apparaît que les productions bio du champ captant seraient largement suffisantes 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 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).

Restauration collective OIN	Adultes	Enfants	Total	Bio Scénario 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 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 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
Céréales	1.83	697	41
Légumes (hors pdt)	0.23	88	5
Légumes secs	0.07	27	8
Légumes racines	0.14	53	-
Fruits	0.07	27	-
Oléagineux	0.05	19	-
Viande	2.09	795	-
Lait	1.42	540	-
Œufs	0.26	99	-
Produits de la mer	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 réglementaires 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 12.10⁶ 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 m³ 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 CO₂ 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 mgNO₃/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.

6 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 N₂ 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. CNTO2409).
- 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-analyses. *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:10.1051/1hb/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

Le programme de recherche PIREN-Seine a été lancé il y a plus de 25 ans, en 1989. Il fait aujourd'hui partie de la « Zone Atelier Seine » labellisée par l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS. Les chercheurs contribuant au programme appartiennent à des nombreuses institutions de l'enseignement et de la recherche (Universités, CNRS, Grandes Ecoles, INRA, IRSTEA,...). Le programme fonctionne par grandes phases de 4 ou 5 années. Cette série de 7 volumes concerne la synthèse de la 6^{ième} phase du programme qui s'est étendue de 2011 à 2015.

Les chercheurs du programme développent avec les institutions du bassin de la Seine une recherche pluri-disciplinaire, à la fois utile au développement des politiques liées à l'eau au sein du bassin, et d'un niveau scientifique reconnu. Les projets de recherche, pour chaque phase du programme, sont ainsi co-construits au travers de séquences d'ateliers et de discussions entre les chercheurs du programme et leurs partenaires, les chercheurs se nourrissant aussi des pratiques de leurs pairs dans le domaine des sciences de l'environnement au sein du réseau national des Zones Ateliers.

Depuis 25 ans, le programme s'est intéressé à de nombreux aspects de fonctionnement du bassin de la Seine, en intégrant ses systèmes naturels, systèmes hydriques, sols, et les hommes qui y vivent et qui l'ont façonné depuis des siècles. Les résultats des recherches menées sont publiés dans de nombreux ouvrages et revues scientifiques internationales, dont on trouvera la liste sur le site internet du programme (<http://www.piren-seine.fr>). Ils sont également utilisés dans l'élaboration des politiques publiques et des schémas directeurs dans le bassin de la Seine, alors que différents outils issus du programme sont utilisés pour la gestion opérationnelle de certaines masses d'eau.

Pour sa 6^{ième} phase, le programme PIREN-Seine a bénéficié du soutien :

- de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie,
- du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne,
- du Syndicat des Eaux d'Ile de France,
- de l'EPTB Seine Grands Lacs,
- de la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie
- d'Eau de Paris,
- de la Lyonnaise des Eaux,
- du Centre National de la Recherche Scientifique,
- de bourses doctorales provenant de la Région Ile-de-France.