

## **Modélisation économique des relations entre l’agriculture et l’environnement à l’échelle du bassin de la Seine**

Pierre-Alain Jayet<sup>1</sup>, Nosra Ben Fradj<sup>1</sup>, Cyril Bourgeois<sup>1</sup>,  
Melissa Clodic<sup>1</sup>, David Leclère<sup>1,2</sup>, Paul Zakharov<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> INRA-Économie publique , 78850 Thiverval Grignon

<sup>2</sup> LSCE, CEA-CNRS, Saclay

<sup>3</sup> Centre de Géosciences UMR Sisyphe 7619, 77305, Fontainebleau

1. Partenaires .....	2
2. Objectif.....	2
3. Scénarios .....	2
4. Support théorique de la régulation d’un système dynamique « producteur – pollueur »... 4	
5. Scénarios et simulations .....	7
6. Perspectives.....	9
Bibliographie.....	9

## 1. Partenaires

Les partenaires impliqués dans les activités associés au thème « économie » pour la phase V sont les suivants :

1. *UMR-Economie Publique INRA-AgroParisTech - Gignon* :  
Pierre-Alain Jayet, Paul Zakharov, Cyril Bourgeois (thèse INRA-R2DS),  
collaboration de Melissa Clodic (thèse INRA-IFP), David Leclère (thèse INRA-  
ADEME-LSCE) et Nosra Ben Fradj (thèse « FUTUROL »)
2. *INRA - Mirecourt* :  
Céline Schott, Catherine Mignolet
3. *Géosciences - ENSMP et Unité Sisyphe - Jussieu*:  
Florence Habets, Pascal Viennot  
Elodie Philipe (thèse 10/2007-09/2010)

## 2. Objectif

Globalement, il s'agit d'analyser, par la modélisation et sur le Bassin de la Seine, les impacts de différents scénarios économiques et/ou climatiques sur les activités agricoles et leurs effets sur le milieu. Les scénarios devraient intégrer l'évolution de l'environnement économique (Politique Agricole Commune - PAC, politique de promotion des cultures énergétiques, politiques environnementales) et de l'environnement physique (évolution du climat, avec l'adaptation des productions).

Les impacts sur les activités agricoles portent sur changement d'usage des sols agricoles aussi bien que sur les rendements. Les impacts sur l'environnement concernent dans un premier temps les pollutions azotées ( $N_2O$ ,  $NO_3$ ,  $NH_3$ ). A terme, il s'agira d'intégrer dans l'analyse la régulation économique des pollutions d'origine agricole, en fonction d'objectifs ciblés (réduction des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole sur la zone, maîtrise des concentrations en nitrate des eaux des aquifères du Bassin).

Trois modèles sont retenus pour l'analyse :

- le modèle économique d'offre agricole AROPAj ;
- le modèle agronomique STICS ;
- le modèle hydrogéologique MODCOU.

Ces modèles sont utilisés en forçage bilatéral.

Dans le cadre de la phase V du PIREN-Seine, le travail de la période 3 (année 2009) a porté d'une part sur la cohérence des résultats obtenus séparément par les couplages ou forçages «MODCOU-STICS » et « AROPAj-STICS spatialisé » et d'autre part sur l'élaboration de premiers scénarios traduits en simulation AROPAj. Sur le premier point, rappelons que le rapport 2009 développe la méthode de forçage AROPAj-STICS et la méthode de distribution spatiale des résultats du modèle AROPAj. Le présent rapport est essentiellement consacré aux scénarios et aux résultats de simulation issus du modèle AROPAj.

## 3. Scénarios

Trois types de scénarios, par ailleurs combinables entre eux, sont explorés :

1. Les changements de la PAC, ainsi que les variations de prix agricoles européens qui pourraient être plus importantes avec les nouvelles orientations de la PAC, font partie des déterminants de l'occupation des terres agricoles.

2. Dans les scénarios d'évolution de l'environnement économique impactant les pertes d'azote dues aux activités agricoles, il conviendra d'intégrer les instruments de régulation environnementale susceptibles d'émerger, tels qu'une taxe pénalisant la consommation d'engrais azotés.
3. Il conviendra aussi d'ajouter les incitations au développement des cultures énergétiques sur terres agricoles, en particulier les productions pérennes (par exemple le miscanthus).

Ces différents types de scénario sont combinés avec différents niveaux d'ajustement du capital animal (deux niveaux sont proposés à la simulation : 0 ou 15 % du capital animal initial).

Les scénarios sont évidemment étudiés en fonction de la capacité du modèle à en intégrer les modalités. Mais de nouvelles options de régulation ainsi que le développement possible de nouvelles activités ou de nouvelles pratiques incitent à faire évoluer le modèle.

Le modèle AROPAj a été conçu initialement pour intégrer un large éventail d'options de régulation des organisations communes de marchés associées aux principales productions agricoles (principalement les grandes cultures et les activités animales – bovins, ovins, porcs). Les modalités de la réforme de la PAC adoptée en juin 2003 (i.e. l'accord de Luxembourg, souvent présentée comme le « découplage ») du moins en ce qui concerne le « pilier I » ont été intégrées assez aisément dans le modèle. Cette intégration a été réalisée dans le cadre du programme européen GENEDEC (2004-2007), avec la version calibrée du modèle AROPAj sur la base du RICA 2002 UE-15 (référence : GENEDEC Deliverable 4, décembre 2006, 305 p. [http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP3\\_D4.pdf](http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP3_D4.pdf)). Initiées dans le cadre de GENEDEC d'une part et les thèses de Caroline Godard et Elodie Galko d'autre part, les fonctions de réponse des rendements de culture aux apports d'azote sont progressivement intégrées dans le modèle économique (dans un premier temps pour la France et la Belgique). La version plus récente, fondée sur le RICA 2004 UE-25, ne dispose pas encore des « fonctions dose-réponse » et les résultats qui suivent proviennent de simulations réalisées à partir de la version V2.

Deux éléments ajoutés récemment au modèle AROPAj sont valorisés dans le travail effectué pour le PIREN. L'un porte sur des évolutions de la politique agricole qui ont suivi l'accord de Luxembourg : (i) la réforme de l'OCM « sucre », avec la fusion des quotas « A » et « B », une forte baisse du prix de référence, et une compensation sous forme d'aide directe ; (ii) l'abandon de l'obligation de gel de terres. L'autre innovation porte sur la mise à en œuvre et la validation du module « épandage », qui permet au modèle de tenir compte des apports d'azote pour les cultures provenant des effluents d'élevage, tout en respectant les contraintes propres à la réglementation sur l'épandage de ces effluents. Il convient cependant de noter que les valeurs retenues pour les paramètres associés à ce module (quantité d'effluent par type d'animal, contenu en azote minéralisable) sont des valeurs proposées par défaut sur une base nationale.

Dans le cadre d'options de politique agricole, on distinguera les scénarios

1. « base » : proche de la version initialement calibrée V2, avec mise en œuvre du module « épandage »
2. « Luxembourg » : proche des modalités de l'accord de Luxembourg 2003 en ce qui concerne le « pilier I » de la PAC, intégrant le module « épandage »
3. « variante » : option précédente avec intégration des évolutions de la PAC (i) et (ii)
4. « découplage complet » : option précédente avec suppression de toutes les aides directes (dites de « recouplage partiel »)

Le deuxième type de scénario étudié porte sur la mise en œuvre d'une taxe sur la consommation d'engrais minéraux. Ce type de scénario est étudié sur un plan plus théorique

dans la section suivante, dans le cadre d'un modèle normatif de régulation dynamique. Trois niveaux de taxes sont testés en simulation, respectivement d'un niveau égal à 2, 10 et 25% du « prix de l'azote » (fonction de la fraction azotée de l'engrais minéral).

Le troisième type de scénario correspond au développement d'une production agricole pérenne typiquement représentative d'une matière première destinée à la production de biocarburants. Les références techniques sur lesquelles on s'appuie pour estimer la marge annuelle actualisée nette de cette activité sont encore peu nombreuses. On mobilise les premiers travaux engagés dans le cadre de la thèse de Nosra Ben Fradj (programme « FUTUROL ») pour évaluer une marge nette pour chacune des exploitations agricoles représentatives du modèle AROPAj. Cette évaluation repose sur le principe d'un calcul « à la Faustmann » de gestion intertemporelle d'une ressource pérenne à prélèvement annuel, à partir d'une fonction générique d'accroissement naturel calibrée sur les quelques données disponibles, avec ajustement sur la base d'une corrélation des rendements moyens entre cette production pérenne, en l'occurrence un miscanthus, et une production annuelle traditionnelle. Reflétant sans doute des données techniques « optimistes », les marges nettes ainsi calculées semblent favorables à l'introduction de la production pérenne. Il convient d'en tenir compte dans l'évaluation des résultats présentés plus loin dans ce rapport.

#### **4. Support théorique de la régulation d'un système dynamique « producteur – pollueur »**

Cette section s'appuie sur l'analyse développée en collaboration avec Cyril Bourgeois dans le cadre de sa première année de thèse R2DS.

On part de l'hypothèse que les nitrates sont source de pollution des aquifères, pollution à 66% d'origine agricole (selon [http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/07\\_pollution.htm](http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/07_pollution.htm)), suite à l'épandage de doses massives d'engrais azotés et de lisier (effluents d'élevage). C'est un problème standard de l'analyse économique des externalités, avec comme résultat que l'optimum social est atteint lorsqu'il y a égalisation du profit marginal tiré de l'activité polluante et du dommage marginal provoqué par cette pollution. Optimum que l'on peut atteindre par les instruments économiques, entre autres de type taxe ou subvention. Dans un modèle « simple » d'accumulation et de résorption dynamiques de la pollution, on fait souvent l'hypothèse que la pollution rejoint instantanément le stock de pollution (à l'instar des gaz à effet de serre). Mais avec la pollution d'un aquifère par la concentration d'une substance chimique, le délai est fonction de paramètres physiques tels que la structure des sols. Le délai peut se compter en décennies entre l'utilisation d'un produit en surface – engrais ou pesticides – et l'impact sur les nappes phréatiques. Nous incluons donc dans un modèle économique standard de contrôle de la pollution, un décalage (que l'on notera  $\beta$ ) entre la pollution et le moment où elle rejoint le stock, sachant que ce type de représentation est en lui-même réducteur de la complexité des phénomènes physiques.

Dans le modèle simple de contrôle de la pollution que l'on développe ci-dessous, il y a une variable d'état – la concentration en nitrate dans l'aquifère – et un vecteur de variables de commande – les niveaux de consommation d'engrais azoté de chacun des producteurs agricoles. La détermination de la consommation d'engrais repose sur le « prix implicite » de la pollution que l'on peut mathématiquement dériver de la résolution du problème de contrôle optimal.

Pour résoudre ce problème, on maximise sur un horizon infini le « bien-être social » actualisé, qui est défini dans notre cas comme la somme actualisée de la différence « instantanée » entre le profit des agriculteurs (dépendant de la consommation d'engrais et du type de sol) et le dommage (dépendant uniquement du stock de pollution) causé par les nitrates. Cette

différence est dépréciée par le taux de préférence pour le présent. Chaque agriculteur est caractérisé par un indice de performance économique (associé par exemple au type de sol). L'évolution de l'état du système est donnée par une équation différentielle représentant l'évolution de la concentration en nitrate dans un aquifère. Cette équation fait intervenir l'agrégation des rejets en nitrate provenant des agriculteurs (à la date  $t-\beta$ ) moins le taux de résorption naturelle des aquifères. Ce programme de contrôle optimal classiquement résolu à l'aide du théorème de Pontryagin donne un système différentiel qui, outre l'équation d'évolution de l'état du système, donne une équation différentielle d'évolution du « prix implicite » de la qualité environnementale. On visualise graphiquement par un diagramme de phase les trajectoires solution du système différentiel. Compte tenu de l'état initial de la pollution et de la valeur présente « finie » de long terme de la qualité environnementale, il est théoriquement possible de décrire la trajectoire optimale conduisant à l'état stationnaire optimal de long terme. A chaque instant la valeur de l'environnement sert d'indicateur pour déterminer ce que devrait être la consommation individuelle du facteur de production polluant. Cette valeur joue le rôle d'une taxe.

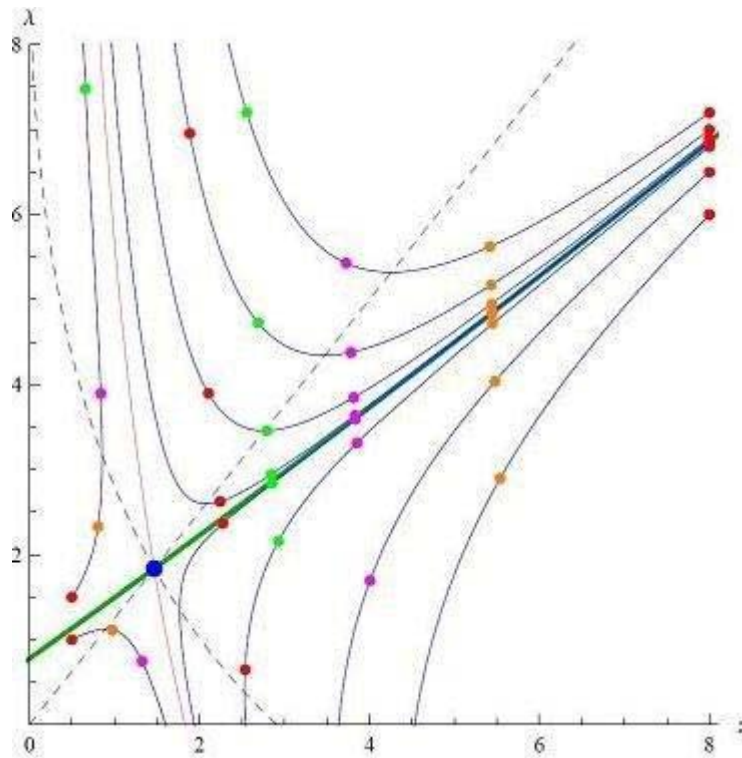


Figure 1. Diagramme associant l'état de l'environnement ( $z$ ) et son prix implicite ( $\lambda$ ) dans les trajectoires solutions du système différentiel obtenu dans l'optimisation intertemporelle du profit agricole actualisé diminué du dommage lié à la pollution en nitrate. Matérialisation de la trajectoire optimale (courbe verte) convergeant vers l'état stationnaire (cercle bleu), dans les cas de « sous/sur-pollution » initiale.

Les résultats et les graphiques présentés ici n'ont qu'un aspect essentiellement qualitatif. On montre que plus le retard ( $\beta$ ) est important, plus le niveau optimal de pollution et le prix implicite associé au stock de nitrate sont élevés. Ceci vient en partie du fait que plus les dommages sont lointains, moins ceux-ci sont valorisés par la société (par l'effet du taux de préférence pour le présent).

Le prix implicite associé à chaque instant à la contrainte d'évolution du stock de pollution représente le profil temporel de taxe optimale permettant d'atteindre l'équilibre stationnaire.

On remarquera qu'à partir du moment où l'on met en œuvre un profil de taxe, il faut plusieurs dizaines d'années pour atteindre l'optimum, ce nombre d'années étant supérieur à  $\beta$ .

Le premier graphique de cette section représente les trajectoires d'évolution conjointe de l'état du stock de pollution et du prix implicite de ce stock. Le point bleu représente l'état stationnaire. Les courbes en pointillés sont les courbes pour lesquelles les vitesses respectives de variation de l'état et du prix sont égales à zéro. Les deux parties de courbe (vertes) passant par l'équilibre stationnaire représentent les trajectoires optimales à partir d'un état initial de sous-pollution (SW) ou de sur-pollution (NE) convergeant vers l'état stationnaire. Les points rouges en haut à droite (« NE ») sont les points des trajectoires en  $t=0$  dans le cas où on est en état initial de sur-pollution. Les séries de points de couleurs différentes correspondent à des espacements dans le temps d'un pas décennal. Dans les simulations correspondant au graphique, le délai  $\beta$  est de 15 ans et la pollution initiale est supposée très élevée (plus de 4 fois le niveau optimal). Au bout de 40 années, en suivant la trajectoire optimale, par rapport à l'état optimal de long terme, la pollution est réduite de près d'un facteur 4 et dépasse l'état optimal de 20%. Dans ce cas de figure, au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'état stationnaire, la taxe (le prix implicite) devrait diminuer. Une taxe élevée est nécessaire au début puis celle-ci devrait décroître au fur et à mesure que la pollution décroît.

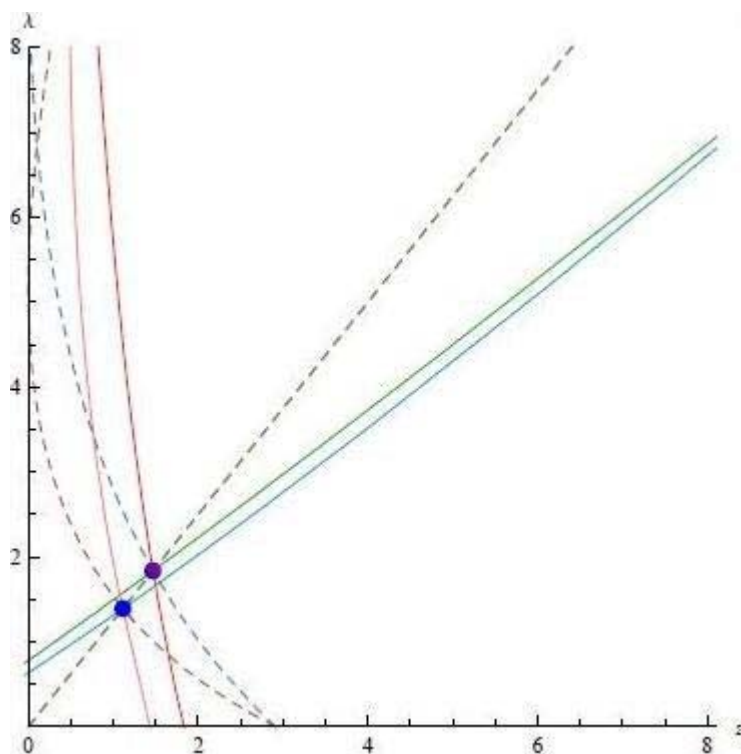


Figure 2. Déplacement du diagramme de phase (réduit aux lieux des points de vitesse nulle d'évolution de la pollution ou de son prix – lignes pointillées – et à la trajectoire optimale) et de l'état stationnaire lorsqu'augmente le délai  $\beta$  entre l'émission de pollution et sa réception dans l'aquifère : augmentation de l'état de pollution et du prix lorsque  $\beta$  augmente.

Le second graphique représente les niveaux de pollution à l'état stationnaire en présence ou non d'un effet retard de type «  $\beta$  ». N'y sont représentés que les lieux de points pour lesquels la vitesse d'évolution du stock de pollution ou de son prix est nulle, et les trajectoires optimales convergeant vers l'état stationnaire. Le point matérialisé par le cercle SW (en bas à gauche) représente l'équilibre stationnaire en l'absence de délai. L'autre point représente l'équilibre stationnaire dans le cas où il y a un délai de transfert entre l'apport de pollution en surface et l'impact sur l'aquifère. Dans le cas d'un retard relativement faible (15 ans), la

différence est significative. Le délai se traduit par un niveau de pollution et un prix implicite plus élevés.

## 5. Scénarios et simulations

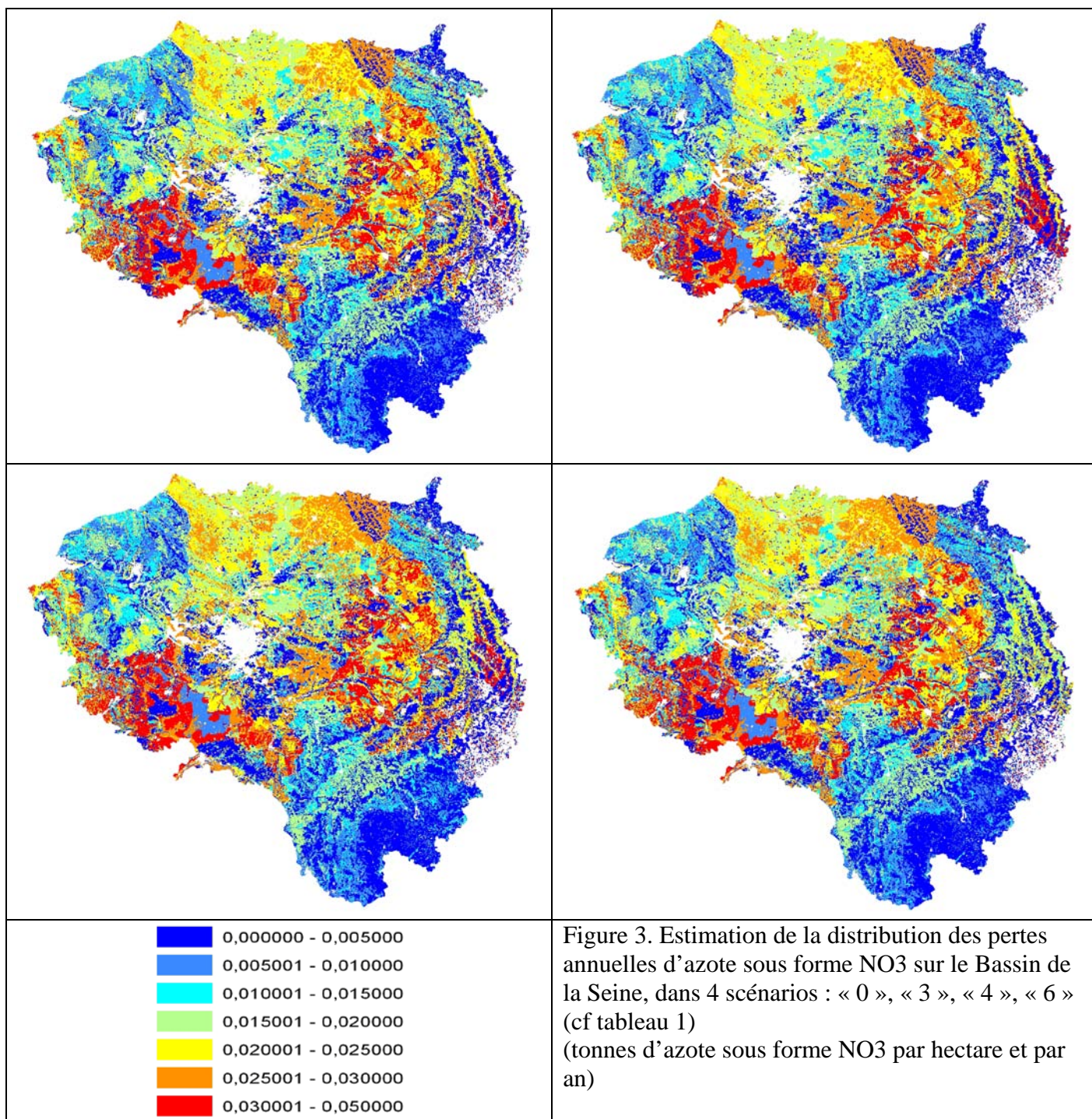
Quelques uns des scénarios en préparation sont ici retenus pour test. Les résultats présentés concernent les 8 régions RICA concernant le Bassin de la Seine (Basse Normandie, Haute Normandie, Picardie, Ile de France, Champagne Ardennes, Lorraine, Bourgogne, Centre). La surface agricole utile (SAU) associée aux 54 groupes types d'exploitations représentative de l'activité agricole dans le modèle AROPAj est estimée (RICA) à 10 millions d'hectares.

Le tableau 1 donne la réallocation des terres au sein de la SAU, en trois grands postes (1 : grandes cultures, 2 : prairies et fourrages, 3 : gel de terre, friches et productions pérennes), en comparaison avec la situation de référence (i.e. la « base », voir section 3), pour les scénarios retenus. On donne également les variations de production de céréales ainsi que la variation de la collecte (l'alimentation animale joue un rôle important, et l'effet via la consommation de grain à la ferme est importante, consommation à laquelle le modèle ajoute les fourrages et l'achat d'aliments concentrés et grossiers). En résumé, les effets des changements de politique agricole de « court terme » sont significatifs, mais le changement encore assez faible (à prix constants) peut être sensiblement plus important avec les autres options envisagées.

Scénario « PAC »	Surface grandes cultures	Surface fourrages et prairies	Surface gel PAC et friches, prod. pérenne	Prod. de céréales, (collecte)	Pertes d'azote sous forme nitrate	Emissions directes nettes CH4 et N2O (eq. CO2)
	(1000 ha)	(1000 ha)	(1000 ha)	(1000 t)	(%)	(%)
Accord Luxembourg (« 1 »)	-214	94	120	-1050 (-1014)	-5	-3
« 1 » + réforme OCM sucre + abandon gel (« 2 »)	149	246	-395	1202 (1516)	2	1
« 2 » + ajustement du capital animal (« 3 »)	128	288	-417	1061 (1353)	1	2
« 3 » + découplage total (« 4 »)	-228	591	-362	-346 (173)	-5	1
« 0 » + taxe fraction N engrais minéral 10% (« 5 »)	-12	8	4	-268 (-228)	0	-1
« 0 » + taxe fraction N engrais minéral 25% (« 6 »)	-97	97	0	-761 (-652)	-2	-4
« 1 » + taxe fraction N engrais minéral 25% (« 7 »)	-4	342	-338	(253) (553)	-2	-3
« 7 » + ajustement du capital animal (« 8 »)	-37	402	-365	71 (356)	-3	-4
« 0 » + introduction miscanthus (« 9 »)	-193	-1245	1438	-2747 (-5446)		

Tableau 1. Evaluation de l'impact de différentes options de politique agricole sur quelques indicateurs pour les 8 Régions (10 Mha agricoles « AROPAj ») affectant le Bassin de la Seine : variation à prix constants par rapport à la politique prévalant en 2002 (« 0 » : version V2 AROPAj – RICA 2002)





Dans ce tableau, on donne également une estimation des variations de perte d'azote sous forme NO<sub>3</sub>, ainsi qu'une estimation des variations d'émissions de gaz à effet de serre (CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O agrégées sur la base des pouvoirs de réchauffement global estimé à horizon 100 ans par l'IPCC). Il apparaît que des niveaux élevés de taxe sur l'azote (via les apports d'engrais minéraux) conduisent à des niveaux de réduction relativement faibles des nitrates. Il y a une raison « technique » à cela, qui relève du niveau relativement élevé de perte indépendamment des apports (la « constante B » dans une relation « $N_{NO3} = A \text{ apport}_N + B$ ») estimé par le forçage AROPAj-STICS. Il y a également une raison économique avec la valorisation des effluents d'élevage riches en azote et l'effet de substitution avec les apports minéraux. On remarquera enfin qu'un « gain » sur une pollution nitrate ne s'accompagne pas



nécessairement d'un gain sur les émissions de gaz à effet de serre (là encore, les substitutions au sein des productions végétales, ou entre productions végétales et animales, résultent d'effets complexes).

Un affinage du calcul des contributions de chacun des groupes types d'exploitations agricoles (AROPAj) à l'activité agricole des mailles élémentaires (voir la section « spatialisation » dans le rapport PIREN de février 2009) est en cours. Nous exploitons ici une version provisoire pour délivrer une carte des pertes d'azote pour 4 des scénarios simulés (figure 3).

## 6. Perspectives

A court terme, l'effort porte sur (i) la vérification des fonctions « dose – réponse » associant rendement de culture et pertes d'azote issues du modèle STICS et utilisées par AROPAj ; (ii) la validation du modèle de distribution dans l'espace géographique, à un niveau fin de résolution spatiale, de l'occupation des terres et de la contribution des exploitations agricoles représentées par le modèle AROPAj sur les « mailles élémentaires » de l'espace géographique.

On abordera également l'intégration des charges en azote par les productions pérennes, ainsi que les pertes en azote qui peuvent leur être associées.

L'objectif principal pour la période 4 de la phase V du PIREN reste la validation de la distribution spatiale des pertes d'azote, de façon à la comparer avec les estimations proposées dans le cadre du projet Eau-dyssée (voir le rapport PIREN 2010, *Le développement du modèle intégré des hydrosystèmes Eau-dyssée*, par F. Habets et al).

## Bibliographie

- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M. H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machel, J. M., Meynard, J. M., and Delecolle, R. (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.
- Chakir R., (2009), **Spatial Downscaling of Agricultural Land-Use Data: An Econometric Approach Using Cross Entropy**, *Land Economics* vol. 85, pp. 238–251.
- De Cara S., Houzé M., Jayet P.A., (2005), **Green house gas emissions from agriculture in the EU: a spatial assessment of sources and abatement costs**, *Environmental And Resource Economics*, vol. 32, n° 4 . pp 551–583.
- Durandau S., Gabrielle B., Godard S., Jayet P.A., Le Bas C., (2010), **Coupling biophysical and micro-economic models to assess nitrous oxide emissions from cropland and the effects of mitigation measures on greenhouse emissions**, *Climatic Change*, vol. 98, n° 1–2. pp. 51–73.
- Godard C., (2005), **Modélisation de la réponse à l'azote du rendement des grandes cultures et intégration dans un modèle économique d'offre agricole à l'échelle européenne - Application à l'évaluation des impacts du changement climatique**, 13 décembre 2005, ABIES-AgroParisTech
- 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. Avril 2008
- Galko-Debove E., (2007), **Modélisation de l'offre agricole européenne face à de nouveaux enjeux : réformes politiques, effet de serre et changement climatique**, 24 octobre 2007, ABIES-Engref.
- Jayet P.A., (2006), **Report on results concerning models linking farm, markets and the environment**, GENEDEC Deliverable 4, décembre 2006, 305p.  
[http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP3\\_D4.pdf](http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP3_D4.pdf)
- Jayet P.A., Cantelaube P., Zakharov P., Génin M., Bourgeois C., Polard A., Schott C., Mignolet C. Habets F, Viennot P., Philippe E, Souhar O., (2009), **Modélisation économique des relations entre l'agriculture et l'environnement à l'échelle du bassin de la Seine**, Rapport PIREN-Seine, 2009, 52p.