

Modélisation économique et régulation économique des relations entre la production agricole et l'environnement

Cyril Bourgeois², Florence Habets², Pierre-Alain Jayet^{1*}, Anna Lungarska¹,
Athanasios Petsakos^{1,2}, Pascal Viennot³

¹UMR-210 Economie Publique INRA-AgroParisTech.

²UMR Sisyphe, UPMC

³Centre de Géosciences, Mines ParisTech

*.jayet@grignon.inra.fr

1 Dynamique des transferts de pollutions vers la nappe et maîtrise des pollutions azotées

Les travaux présentés dans cette partie sont issus des travaux de thèse de Cyril Bourgeois (2012). Ils ont pour cadre l'analyse micro-économique de la régulation des pollutions diffuses d'origine agricole. La thèse a eu pour double objectif de définir les principaux déterminants permettant de définir une politique optimale de régulation des pollutions azotées d'un point de vue théorique, puis, à l'aide de modèles appliqués, de quantifier et d'évaluer l'impact de ces politiques.

1.1 Les aspects Land-Use

Nous avons d'abord défini un cadre permettant de mieux comprendre le rôle de l'allocation des terres dans la définition d'une politique optimale (chapitre 2 de la thèse de Cyril Bourgeois). Plus précisément, comme il s'avère impossible de taxer directement les émissions lorsque celles-ci sont diffuses, il convient de définir au mieux ce que doit être une politique de 'second-best'.

Il s'avère alors que négliger les effets induits par une politique de taxation des intrants sur l'allocation des terres conduit à surestimer les bénéfices attendus d'une telle régulation et peut même parfois conduire à augmenter la pollution.

Si d'un point de vue théorique, une politique de taxe sur les fertilisants différenciée par culture, couplée à une subvention sur le choix d'allocation des cultures, rétablirait l'optimum social, elle est clairement irréaliste sur le plan pratique. Une solution serait alors d'associer une taxe hétérogène à une subvention envers des cultures à faible perte azotée telles que les cultures pérennes (par ailleurs promues dans le cadre des productions dédiées à l'énergie).

Cette solution a été testée à l'aide du modèle d'offre agricole AROPAj. La subvention prend la forme d'une aide à la culture de miscanthus (chapitre 6 de la thèse de Cyril Bourgeois). L'idée sous-tendue par le modèle théorique, à savoir que ces instruments pourraient amener des gains de coût-efficacité substantiels dans la régulation de la pollution par les nitrates, comparés à ce que donnerait la seule taxe sur les fertilisants, est alors clairement mise en évidence pour le bassin de la Seine.

Par exemple, pour un objectif d'abattement de 20% des pertes d'azote sous-racinaires, les coûts d'abattement seraient réduits d'un facteur 2.5 comparés aux coûts imputables à une taxe seule sur les engrais azotés minéraux. Pour ce niveau d'abattement, le miscanthus couvrirait alors 8% environ de la SAU du bassin de la Seine (pour plus de détail: Bourgeois et al, 2012 ; Bourgeois et Jayet, 2013).

Cependant, l'hétérogénéité spatiale des systèmes de production et des émissions associées étant relativement élevée, les distributions spatiales des abattements et de la couverture en miscanthus varient fortement d'une région à l'autre. A titre indicatif, les deux cartes suivantes présentent la distribution des réductions de pertes azotées sous-racinaires et de la production en miscanthus pour un objectif un peu plus élevé que précédemment, à savoir 27%, dans le cadre d'une politique de « second rang ». Nous étudions l'impact d'une taxation portant sur les engrais azotés à hauteur de 40% du prix de l'azote, couplée à une subvention du miscanthus à hauteur de 250€/ha.

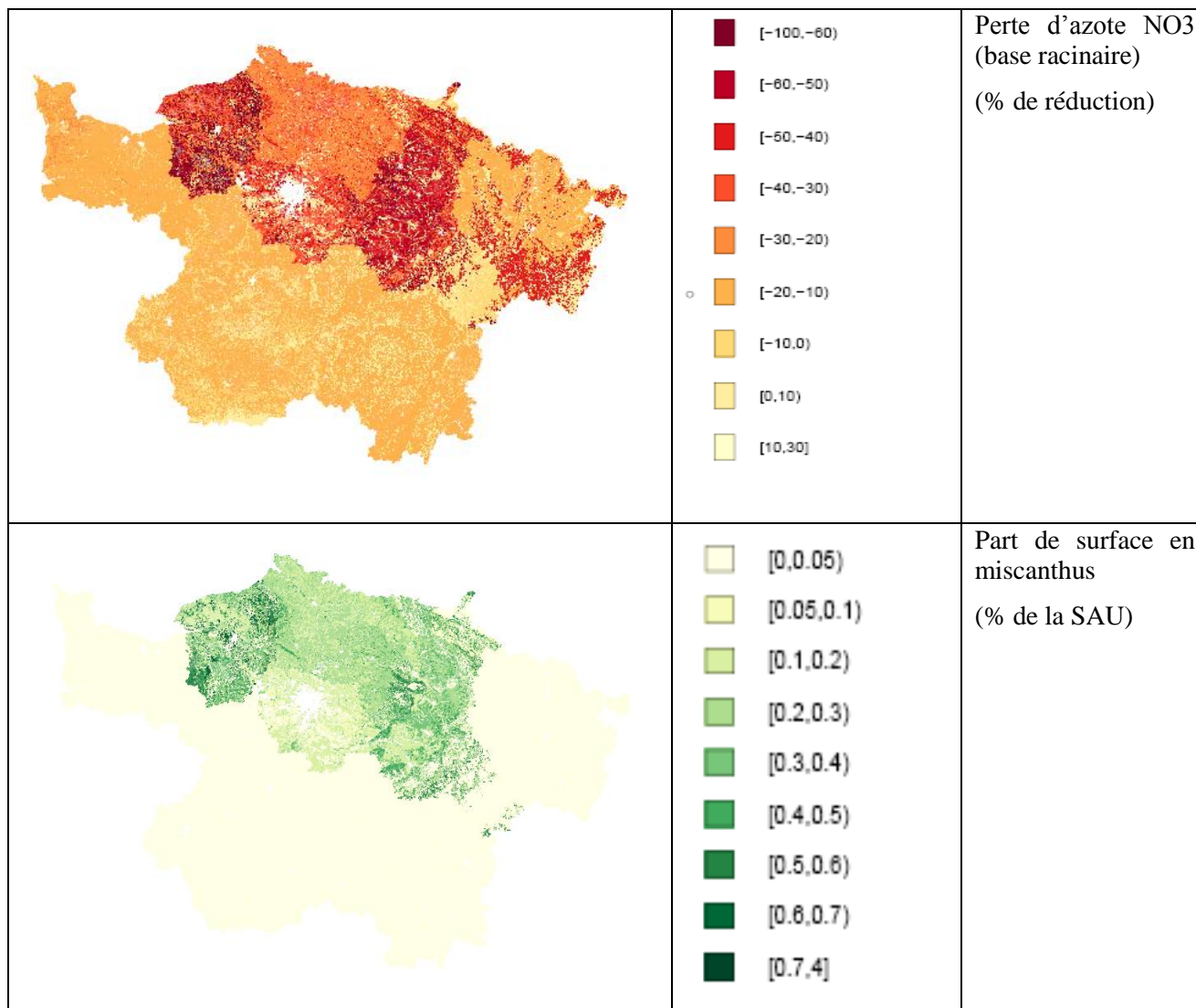


Figure 1 : Impacts de la mise en œuvre d'une taxe sur les pertes d'azote et l'allocation des terres.

1.2 Les aspects dynamiques

Nous avons également approfondi l'étude de la pollution des aquifères due aux nitrates.

Cette pollution entraîne des questions spécifiques provenant de la forte inertie du milieu physique considéré en raison du temps de latence souvent important entre l'application de l'engrais et la pollution de l'aquifère. Ce délai a un impact important sur la définition d'une politique optimale (Bourgeois et Jayet, 2010). Outre le stock de pollution optimale de long terme qui augmente avec le délai, un sentier temporel de taxe plus élevée est nécessaire pour atteindre ce stock. En terme de politique publique, cela peut conduire à un certain blocage, tant au niveau de l'acceptabilité de la mesure elle-même, car l'impact sur les dommages ne sera visible qu'une vingtaine d'année après le début de la régulation, qu'au niveau de la définition du sentier optimal.

Si l'on renverse le problème et que l'on considère que la concentration ne doit pas dépasser un certain seuil, comme c'est actuellement préconisé par la directive cadre de l'eau, cela signifie que la valeur que le régulateur accorde aux dommages est d'autant plus élevée que le délai est important.

En outre, plus ambitieux est l'objectif que l'on veut atteindre, plus il est coûteux en terme de bien-être de s'éloigner du sentier optimal de taxe ou de retarder la régulation. On compare (graphiques ci-après) le scénario « business as usual » et quatre autres scénarios permettant d'atteindre à long terme une concentration de 38mgNO₃/l à l'aide respectivement d'une taxe définie de façon optimale par la théorie (en vert), une taxe constante (en rouge) et des taxes augmentant graduellement avec le temps à des vitesses différentes (en rouge et brun).

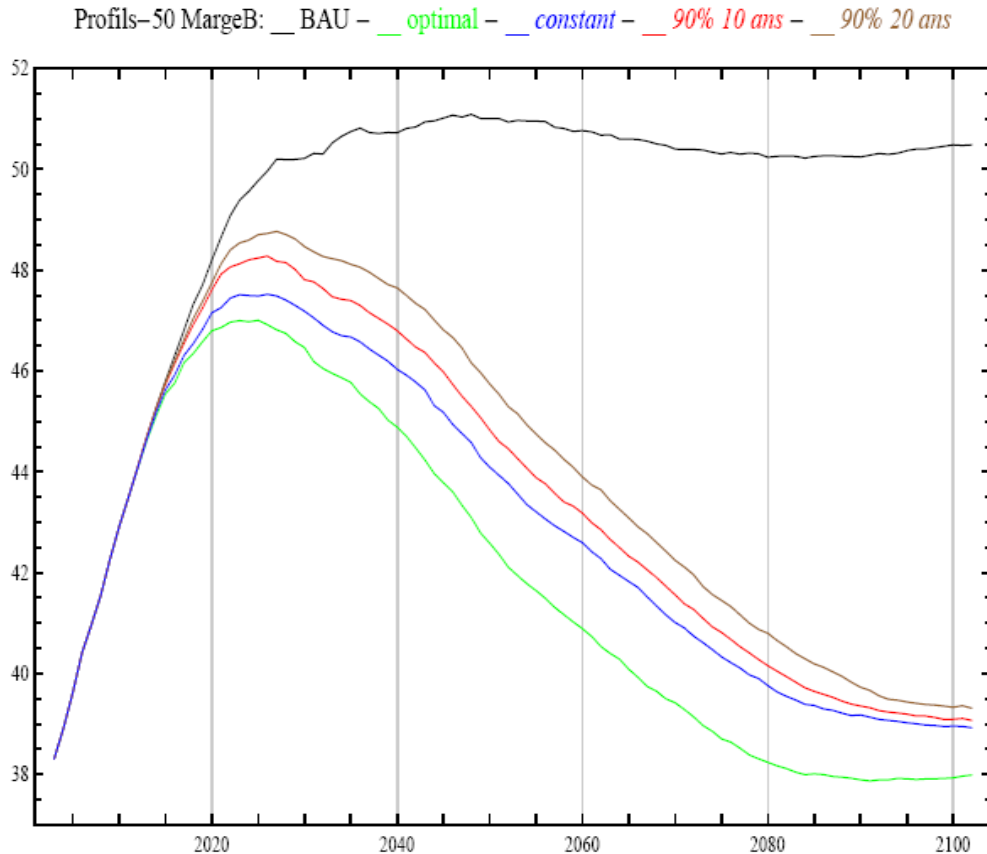


Figure 1 : Impacts de différents profils temporels de taxe sur le niveau médian de la concentration en nitrates de l'aquifère de la Craie (temps en abscisse).

On s'aperçoit, premièrement, que quelle que soit la politique choisie, les effets d'une politique de régulation ne sont significatifs qu'au bout de 20 ans, temps qu'il faut aux nitrates pour traverser en moyenne la zone non-saturée.

Deuxièmement, la concentration induite par le scénario optimal est tout au long de la trajectoire située entre 1 et 2 mgNO₃/l au-dessous des autres. Autrement dit, si le régulateur se fixe des cibles intermédiaires, par exemple atteindre 42 mgNO₃/l à une date donnée, le scénario optimal permet de le faire 10 à 20 ans avant ce que permettraient les sentiers de taxe proposés dans les autres scénarios.

1.3 Références et perspectives

Ces travaux permettent d'ouvrir des perspectives de recherche sur les thèmes d'utilisation des terres agricoles et des pollutions azotées associées.

Si nous avons montré comment l'allocation des terres pouvait modifier la politique optimale visant à réduire la pollution due à un type de polluant azoté, la problématique relative à l'allocation optimale des cultures lorsque l'on considère l'ensemble des polluants azotés et notamment comment on résout l'arbitrage entre

pollution atmosphérique et pollution de l'eau reste un champ à explorer.

Dans le cadre de la pollution des aquifères et de la dynamique des systèmes, la problématique relative à la différence entre les frontières administratives d'application d'une politique et la diversité du milieu reste également à enrichir.

Dans notre travail, nous avons pris en compte les relations entre le secteur agricole et une masse d'eau représentée par un seul aquifère dans une région hydrographique. En réalité, on devrait pouvoir étendre l'analyse au cas de plusieurs aquifères présents dans diverses régions hydrographiques, différenciées en terme de hauteur d'eau et de délais, ou de temps de transfert entre l'application de fertilisants et l'aquifère. Ainsi une politique globale ne peut pas permettre d'atteindre un même seuil de concentration pour l'ensemble des aquifères. En conséquence, les « valeurs sociales » des concentrations ainsi que le niveau de taxe optimale proposée par le régulateur devraient également différer de ce qui a été estimé pour la Craie.

Références :

Bourgeois, C (2012). **Régulation des pollutions azotées d'origine agricole**, *Thèse de doctorat* soutenue à AgroParisTech le 10 avril 2012.

Bourgeois, C., Ben Fradj N., Jayet P.A., Clodic, M. (2012). **How cost-effective is a mixed policy targeting the management of three agricultural N-pollutants?** *Contributed Paper - European Association of Environmental and Resource Economists*, Rome (2011), *European Association of Agricultural Economists*, Zurich (2011).

Bourgeois, C, Jayet, P.A., **Revisited water-oriented relationships between a set of farmers and an aquifer: accounting for lag effect.** *Contributed Paper - Sustainable Resource Use and Economics Dynamics*, Ascona, Suisse, (2010).

Bourgeois, C, Jayet, P.A., **Régulation économique des pollutions azotées et changement d'utilisation des terres agricoles dans le bassin de la Seine**, A paraître. *Revue Eclairages*, R2DS.

Bourgeois, C., Jayet, P.A., Habets, F., Viennot, P. (2012). **Estimating the marginal social value of agriculturally-driven nitrate concentrations in an aquifer: a combined theoretical-applied approach.** *Contributed Paper - European Association of Environmental and Resource Economists*, Prague (2012).

2 Différenciation géographique des politiques de taxation des pollutions azotées

2.1 Cadre d'analyse

Les pollutions azotées dues à l'intensification de l'agriculture et au bouleversement du cycle naturel d'azote sont considérées comme des externalités associées à la production agricole. En présence d'externalité, le marché n'est pas susceptible de réguler, de manière socialement optimale, la pollution et les dommages dont elle est la cause. Pour assurer un niveau optimal de pollution, le décideur public dispose de plusieurs outils. Parmi eux figurent : la norme (limitation d'émissions ou imposition d'un certain standard productif); la taxe, dite Pigouvienne (proposée par l'économiste anglais A. C. Pigou), ou la subvention; et les quotas échangeables.

La difficulté dans l'application de ces outils dans le cas de la pollution azotée d'origine agricole, provient du fait que les émissions (de nitrates, de protoxyde d'azote et d'ammoniac) ne sont en général pas directement ou facilement observables. En ce sens la régulation optimale prônée par la théorie économique, la taxe Pigouvienne qui est fondée sur le principe de l'égalité entre le dommage marginal et le coût marginal de réduction de la pollution, est difficilement mise en œuvre. Le régulateur ne peut qu'observer les niveaux de concentration des polluants dans leurs milieux respectifs : les cours d'eaux, les aquifères et les sols pour les nitrates, l'air pour le protoxyde d'azote et l'ammoniac.

Cependant, en France, les concentrations de nitrates dans les masses d'eaux sont distribuées d'une manière inégale sur la totalité du territoire. Les concentrations les plus élevées sont observées dans la partie Nord et Nord-Ouest du pays. Pour le décideur public ces concentrations peuvent être utilisées comme des indicateurs pour la pression anthropique sur les milieux aquatiques. Dans ce cas, l'action publique peut être différenciée

afin de prendre en compte la diversité dans la dynamique de la pollution. Un exemple d'une telle politique est la taxe différenciée par rapport au niveau de concentration observée dans les limites d'un territoire donné.

Grâce aux outils de la modélisation mathématique nous avons simulé onze niveaux de taxe allant de 0 à 100% du prix du contenu azoté des engrais minéraux. Les résultats sont spatialisés à trois échelles différentes, notamment: la région administrative, le bassin versant et la région hydrographique. Ces trois échelles sont conceptuellement différentes, la région administrative ne prenant pas en compte la réalité physique de l'eau. Pour chaque unité territoriale, nous avons déterminé un objectif de diminution de l'apport total d'engrais minéraux selon la concentration maximale observée sur le territoire en question. Ces objectifs sont définis de la manière suivante :

Concentration observée	Objectif d'abattement de l'apport d'engrais minéraux
<= 25 mg/l	0%
De 25 à 35 mg/l	5%
De 35 à 45 mg/l	15%
>= 45 mg/l	20%

Ils sont liés à l'objectif de non dépassement de la valeur limite de 50 mg/l de nitrates dans les masses d'eaux. Sur la base de ces objectifs et des résultats des simulations, nous avons comparé trois cas de figures :

1. Taxe nationale versus taxe par région administrative ;
2. Taxe nationale versus taxe par bassin versant ;
3. Taxe par bassin versant versus taxe par région hydrographique et taxe nationale.

Dans le cadre d'analyse présent, la politique nationale a pour objectif une réduction de 20 % de l'apport azoté, ce qui est obtenu via une taxe de 40 % sur le prix du contenu azoté dans les engrais.

Les résultats de la comparaison démontrent qu'une taxe définie à une échelle plus fine induit en général des coûts de conformité au règlement moins élevés. Ce résultat n'était a priori pas acquis car la « cible » est fonction de l'échelle et de la zone d'application de la taxe, et le résultat est apprécié au niveau agrégé.

Ainsi, dans le cas de la taxe par région administrative la perte de marge brute des agriculteurs est inférieure de 1,62% au montant de la marge brute dans le cas d'une politique nationale uniforme. De la même façon, la différence d'impact entre la taxe nationale et la taxe par bassin versant est de l'ordre de 0,87%, alors qu'une taxe par région hydrographique est de 1,64% moins coûteuse comparée à la taxe nationale. Cependant, quand on prend en compte la recette fiscale, les différences entre les politiques diminuent considérablement (au niveau agrégé).

2.2 Le cas de l'agence de l'eau Seine-Normandie

Dans le cadre de notre analyse, l'objectif de diminution d'apport d'engrais minéraux pour le bassin versant Seine-Normandie est de 20% étant donné les concentrations élevées observées au sud de l'embouchure de la Seine et au nord du bassin de la Loire-Bretagne sur la côte atlantique. Cet objectif est atteignable via une taxe de 40%. Ceci est le niveau de la taxe nationale que nous avons utilisé pour la comparaison des différents scénarios. Donc, il n'y a pas de différence dans les coûts de conformité au règlement entre la taxe nationale est celle par bassin versant dans le cas de l'agence de l'eau Seine Normandie. Cependant, une taxe différenciée par région hydrographique permet de mieux adapter les objectifs d'abattement sur le territoire, impliquant une perte de marge brute inférieure par 0,96% par rapport à la politique nationale et la politique par grand bassin versant.

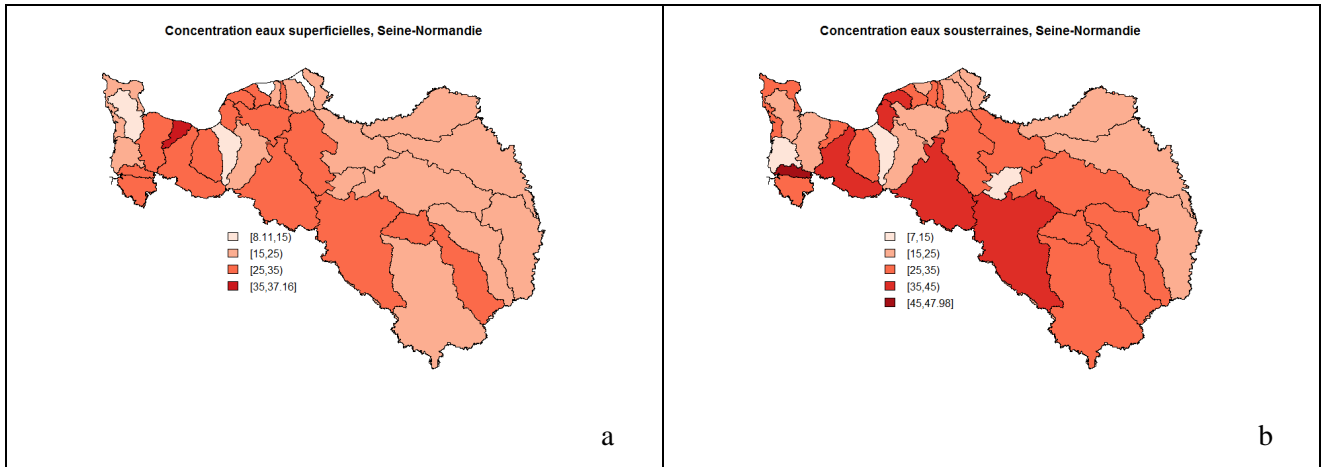


Figure 1 : Concentrations (a) superficielles et (b) souterraines pour les secteurs hydrographiques couverts par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (en mgNO₃/l - SOeS, 2011).

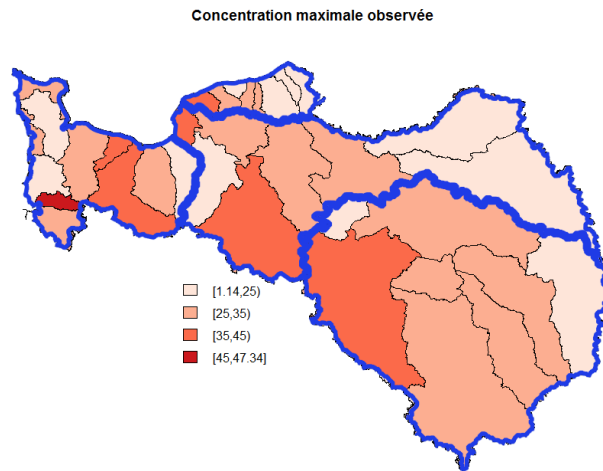


Figure 2 : Régions hydrographiques et attribution d'objectifs d'abattement au vu des concentrations sur l'ensemble des masses d'eau.

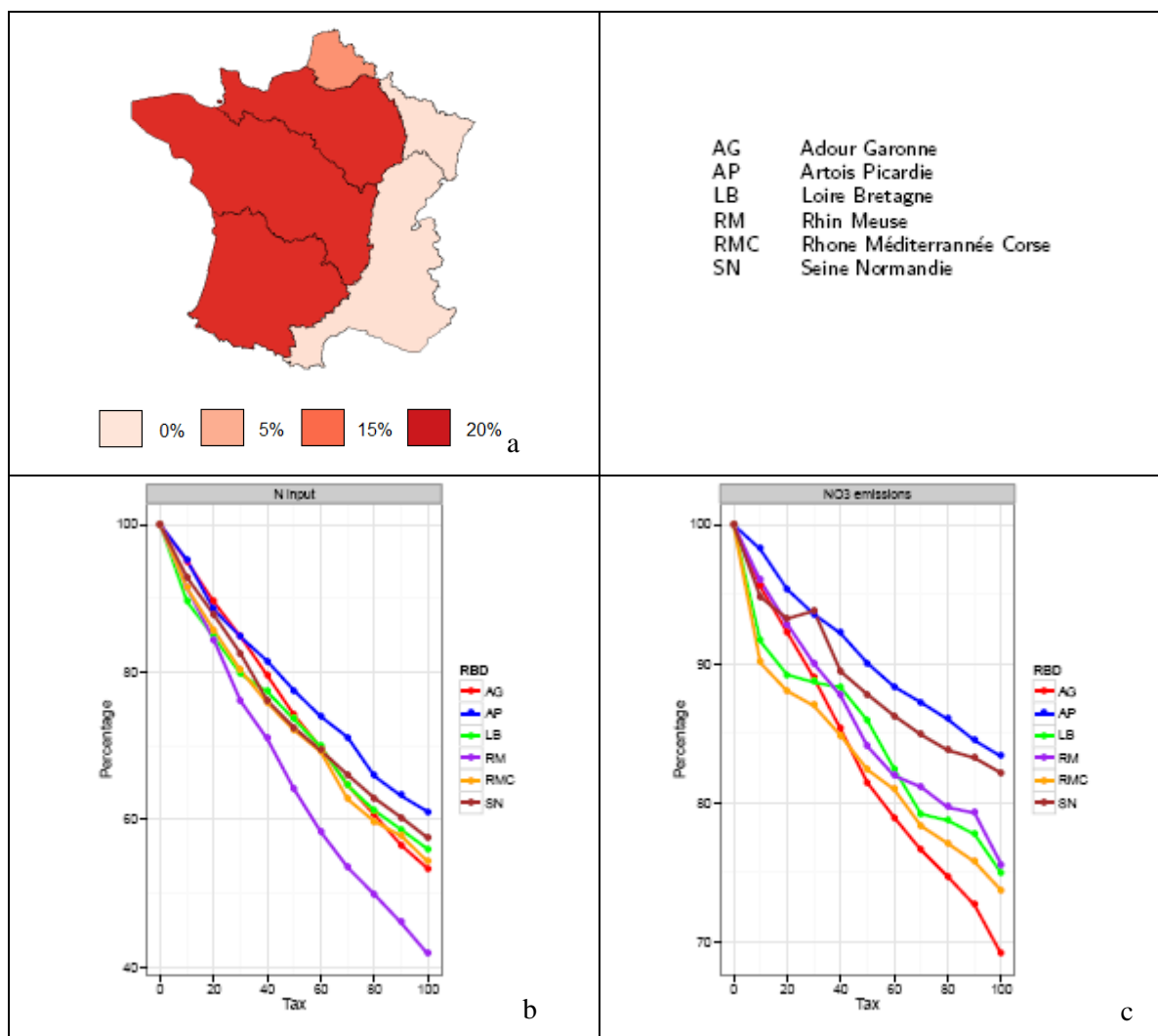


Figure 3 : Territoire couvert par les 6 Agences de l'eau (a), attribution d'objectif de baisse des consommations d'engrais azotés en fonction d'une taxe sur les engrais (b, % du prix), et impact de la taxe en terme de pertes NO3 (c, % du niveau initial).

Par rapport aux zones couvertes par les autres agences de l'eau, la zone couverte par l'Agence Seine-Normandie voit la marge brute de ses agriculteurs diminuer le plus fortement avec l'augmentation de la taxe, alors que la quantité d'engrais minéraux appliquée et les émissions de nitrates diminuent moins (sauf par rapport à l'agence Artois-Picardie). Notre attention est attirée par l'effet rebond que l'on observe pour un niveau taxe égal à 30%. Les émissions de nitrates pour ce niveau de taxation sont plus élevées que pour le niveau de taxation antérieur (20%). Ainsi, la taxe à 30% peut être, localement, contre-productive.

Ce travail, dont nous ne présentons ici que quelques éléments, est soumis pour présentation à un congrès international d'économie de l'environnement.

3 L'eau dans la modélisation agro-économique

Nous présentons quelques éléments de réflexion dans le cadre d'un projet en phase de démarrage (octobre 2012).

Parmi tous les intrants agronomiques, l'eau est sans aucun doute un facteur de production important dont la moindre disponibilité future pourrait fortement impacter l'utilisation dans la production agricole. Sont en jeu la disponibilité limitée sujette aux changements globaux et la compétition entre l'irrigation et les autres types

de consommation d'eau. De nombreux facteurs impactent la demande en eau par l'agriculture, notamment les conditions climatiques, les pratiques agricoles, l'efficacité des systèmes d'irrigation, les propriétés des sols ainsi que le type de culture cultivé. Les particularités de l'eau en tant qu'intrant agronomique et sa dépendance vis-à-vis des conditions climatiques font du problème de l'allocation de l'eau un problème majeur, y compris dans des régions comme le nord de l'Europe, qui ont rencontré récemment des problèmes de ressource en eau.

L'objectif principal est par conséquent le développement d'une méthodologie permettant d'estimer rigoureusement les relations entre rendements, eau d'irrigation et conditions climatiques, tout en prenant en considération l'hétérogénéité des paramètres des sols à différentes échelles (nationale ou régionale). Ceci permettra de fournir l'information nécessaire à l'estimation des changements de la demande en eau d'irrigation et des changements d'allocation des terres agricoles sous différentes combinaisons de scénarios climatiques et de contextes de politique agricole.

Prendre en compte l'eau dans les chaînes de modélisation rendra possible une estimation ex ante de l'impact combiné des conditions climatiques et de la Politique Agricole Commune (PAC) sur l'utilisation de l'eau, les revenus agricoles et la production à des échelles géographiques diverses. Via la modélisation, en donnant à l'eau utilisée en agriculture une « valeur » associée à sa rareté, nous nous donnons la possibilité de modéliser une partie de la demande en eau, rejoignant les préoccupations qui émergent à l'échelle de l'UE, comme en atteste la directive cadre sur l'eau (EC/2000/60). Ces préoccupations ne portent pas seulement sur la qualité des masses d'eau affectée par les activités agricoles, mais également sur la quantité utilisée au titre des différents usages au premier rang desquels on trouve l'agriculture.

Bien que le couplage entre les modèles AROPAj et STICS soit déjà considéré comme un couplage agro-économique sophistiqué, par le fait qu'il permet des analyses à l'échelle régionale en couvrant toute l'UE, son extension passant par la prise en compte de l'eau est une étape importante pour d'obtenir une représentation du secteur agricole gagnant en réalisme. La prise en compte combinée des facteurs « eau » et « azote » reste un enjeu, à la fois scientifique et économique, important pour les acteurs publics et privés. De fait, nous allons étendre le couplage existant entre STICS et AROPAj afin d'aborder l'estimation de fonctions « dose-réponse » plus complexes, prenant en compte simultanément les intrants azotés et l'eau d'irrigation en tant que facteurs (marchands) de production.

L'un des défis pour la modélisation est d'estimer la technologie d'irrigation des « groupes type » du modèle AROPAj, ces fermes virtuelles qui constituent la base du modèle. Les dépenses pour l'énergie et l'eau d'irrigation seront explicitées dans les coûts de production. Ceci sera rendu possible en combinant les données disponibles, en particulier les données micro-économiques et les données sur l'occupation des sols, croisées via la représentation géostatistique des groupes type (Cantelaube et al, 2012 ; Humblot et al, 2013).

Le modèle STICS sera utilisé pour effectuer des simulations avec en entrée différents types de sols et différents fichiers de climat (représentant les différents scénarios climatiques retenus dans les travaux de modélisation de l'évolution du climat). Le lien entre les fonctions de réponse et les groupes-types d'AROPAj sera étendu pour la variable « eau ». La sélection de la meilleure « surface de réponse » pour chaque groupe-type sera effectuée via des corrélations entre la base de données LUCAS et les paramètres estimés à partir des données micro-économiques (rapports de prix essentiellement). Les fonctions de réponse ainsi estimées pourront être ensuite intégrées dans le modèle AROPAj. Les variables de commande seront alors l'allocation des terres mais aussi l'utilisation d'intrants, que ce soient les engrais azotés ou l'eau d'irrigation. Le modèle sera ainsi mieux à même de simuler la réaction des exploitants à différents scénarios de politique publique, tout en prenant en compte d'éventuels changements dans l'utilisation des intrants.

References

- Cantelaube, P., Jayet, P. A., Carré, F., Bamps, C., and Zakharov, P. (2012). **Geographical downscaling of outputs provided by an economic farm model calibrated at the regional level.** *Land Use Policy* 29: 35-44.
- Humblot, P., Leconte-Demarsy, D., Clerino, P., Szopa, S., Castell, J. F., and Jayet, P. A. (2013). **Assessment of ozone impacts on farming systems: A bio-economic modeling approach applied to the widely diverse French case.** *Ecological Economics* 85: 50-58.