

Evaluation de l'impact environnemental des politiques et prix agricoles en grande culture

Thomas A.

Toulouse School of Economics, UMR LERNA, INRA Toulouse

Correspondance : thomas@toulouse.inra.fr

Résumé

Nous proposons une méthode d'évaluation de l'impact des choix de production sur l'environnement, par la modélisation des comportements des exploitants agricoles face au contexte économique de leurs décisions. Le modèle d'offre présenté ici prend les prix et les instruments de politique comme donnés, et dérive les décisions optimales d'assolement et de pratiques (fertilisation) de la condition usuelle de maximisation de la marge totale sur les cultures du système. Un aspect particulier du modèle économique réside dans le traitement simplifié de la dynamique de l'assolement dans le système de culture. L'objectif est ici d'évaluer l'impact des prix et des paiements compensatoires à l'hectare sur l'environnement, en se concentrant sur un impact unique lié au lessivage d'azote. Les sorties du modèle économique (assolement et rendements des cultures, niveau de fertilisation azotée) sont couplées à un simulateur environnemental calibré sur trois régions françaises. L'impact relatif des prix de production et des paiements compensatoires PAC pré-2006 peut être aisément calculé sur le degré de lessivage d'azote. Cette approche est naturellement généralisable à d'autres aspects environnementaux tels les gaz à effet de serre d'origine agricole.

Mots-clés : modèle de production agricole ; simulateur d'impact environnemental ; politiques agricoles et environnementales ; système de culture ; rotations

Abstract: Evaluation of the environmental impact of agricultural prices and policies in grain production systems

We propose a method to evaluate the environmental impact of production choices, through modelling farmer behaviour given the underlying economic context. The supply model presented here takes market prices and compensatory payments as given, and derives optimal solutions of land and cropping practices (fertiliser use) from the usual condition of profit maximisation over all components of the cropping system. A particular aspect of the economic model lies in the simplified treatment of land-use dynamics within the cropping system. The objective is to evaluate the impact of output and input prices, and compensatory payments on the environment, by focusing on the single issue of nitrogen leaching. The economic model output variables (land per crop, nitrogen fertiliser) are coupled to an environmental simulator which is calibrated on three French regions to produce an estimate of nitrogen leaching. The relative impact of production and inputs prices, and CAP compensatory payments before the 2006 reform, on the degree of nitrogen leaching, can be easily computed. Our approach can naturally be extended to other environmental issues, such as greenhouse gas emissions from agriculture.

Keywords: Agricultural production model; environmental impact simulator; agricultural and environmental policies; cropping system; cultural rotations

1. Modèles économiques de production et évaluation de l'impact environnemental

Les économistes agricoles appréhendent traditionnellement l'impact des productions sur l'environnement par la modélisation des comportements des exploitants agricoles face au contexte économique et parfois technique de leurs décisions. L'accent est mis dans la plupart des cas sur le système de prix (de vente, des intrants) et d'instruments de politique agricole et environnementale, dont les variations induisent des modifications dans les décisions de production et, par suite, des changements dans les niveaux de pression sur les milieux agro-écologiques. Il s'agit bien entendu d'une vision simplificatrice qui néglige souvent les phénomènes de retour (de l'environnement sur les producteurs) et les interactions sociales entre exploitants agricoles, chacun étant supposé planifier ses choix de façon indépendante. Néanmoins, cette approche modélisatrice est très puissante, dans la mesure où elle permet d'évaluer directement la transmission d'un signal de prix ou d'instrument de politique en un impact environnemental potentiel. De façon générale, en économie de la production agricole, les pratiques agricoles ne sont pas représentées explicitement (ou alors, de façon extrêmement simplifiée), mais intégrées implicitement dans le niveau des intrants variables (travail, engrais et phytosanitaires, eau d'irrigation, énergie, etc.). Les décisions relatives à ces derniers étant représentées par des modèles faisant apparaître les facteurs économiques (prix, instruments de politique) au premier plan, il suffit en principe de disposer d'un couplage entre le niveau des intrants et l'état de la pression sur l'environnement (contamination des eaux, émissions atmosphériques, etc.) pour disposer de la chaîne complète, des variables de marché ou de politique vers l'impact sur l'environnement.

Qu'il s'agisse de modèles de programmation (linéaire ou mathématique), de modèles économétriques d'offre ou encore de modèles d'équilibre partiel ou général, la décision du producteur ou la formation d'un prix d'équilibre sur un marché demeure l'enjeu principal des recherches en économie agricole. Il est donc naturel de constater que les contraintes agronomiques affectant les possibilités de production ne sont pleinement prises en compte que dans peu de cas. Il s'agit essentiellement de modèles de production de type « primal », basés sur des modélisations des niveaux de rendement des cultures (ou dans certains cas, des marges brutes) en fonction du niveau physique des intrants. Par opposition, les modèles de type « dual », reposant sur l'information contenant dans les coûts et les prix, intègrent plus difficilement l'information agronomique. Au-delà de la complexité croissante des modèles liée au nombre de productions possibles et aux pratiques culturales à représenter (agendas de fertilisation, d'irrigation, etc.), le problème de disponibilité de données à un niveau suffisamment désagrégé, tout en restant représentatif des systèmes de culture à l'échelle nationale (Guyomard et al., 1996) explique en partie pourquoi peu de modèles économiques incorporent des contraintes agronomiques. En conséquence, il est souvent difficile de disposer de variables pertinentes en sortie des modèles économiques, pour assurer le couplage avec des simulateurs environnementaux destinés à évaluer les impacts des décisions de production (Plantinga, 1996). Le même problème se pose dans le cas de la confrontation des observations sur ces décisions avec des données de mesure des impacts environnementaux.

2. La représentation des rotations culturales

Plusieurs études soulignent par ailleurs la difficulté d'interprétation des résultats issus de modèles économiques en raison de la non-prise en compte de contraintes agronomiques. Par exemple, Wu et al. (2004) estiment un modèle à utilité aléatoire représentant les décisions de culture et de labour, et trouvent que les choix des cultures sont peu sensibles aux variations des variables de prix. Ils expliquent ce résultat en partie par l'existence de « contraintes agronomiques liées aux rotations » (p.31). Les rotations culturales ont été très souvent négligées dans l'estimation de modèles de production agricole, essentiellement en raison du manque de données parcellaires temporelles. Deux

exceptions sont Hennessy (2006), qui propose une analyse formelle des rotations en relation avec les reliquats de culture, les contraintes sur le temps de travail et l'aversion au risque, et Thomas (2003), qui estime un modèle structurel pour identifier des rotations simplifiées en grande culture. Il est bien connu que les rotations culturales sont motivées par des considérations agronomiques de contrôle des bio-agresseurs et de gestion de la fertilité du sol. Elles sont par conséquent l'une des raisons principales de la diversification des cultures, mais également de l'absence de certaines d'entre-elles à certaines périodes dans les plans de production des exploitants agricoles. Une autre raison est bien entendu le fait que certaines cultures peuvent être temporairement moins attractives pour les producteurs, du fait de la variation des prix relatifs de vente (ou des coûts spécifiques aux cultures).

La prise en compte des rotations en grande culture dans un modèle de production implique évidemment d'appréhender la dimension à la fois multi-produits et temporelle dans les choix des exploitants agricoles. Deux approches coexistent dans la littérature : a) la modélisation structurelle qui met en cohérence la représentation des décisions d'assolement et de niveau des intrants via un modèle unique ; b) la modélisation en forme réduite, qui sépare le choix des cultures pratiquées de celui des autres décisions (surfaces des cultures, fertilisation, etc.). Comme indiqué plus haut, les rotations culturales n'ont pratiquement jamais été modélisées explicitement de façon structurelle, et sont souvent intégrées implicitement dans des modèles en forme réduite via la prise en compte des précédents culturaux dans les décisions de pratiquer les cultures. Il est en effet très difficile d'un point de vue technique de modéliser une exploitation multi-produits avec une approche spatio-temporelle rendant compte des dynamiques d'assolement et de pratiques culturales simultanées (Orazem et Miranowski, 1994). Concernant l'estimation des paramètres technologiques à partir de fonctions de profit multi-produits dans ce cadre, les modèles économétriques se heurtent à deux difficultés : a) le traitement des « solutions en coin », associées à des surfaces nulles pour certaines cultures à certaines périodes ; b) l'hétérogénéité entre les producteurs, qui n'est qu'imparfaitement captée par les variables observables issues des bases de données usuelles. Ces deux difficultés se traduisent par la présence possible de biais d'estimation si ces deux problèmes ne sont pas correctement pris en compte.

3. Un modèle de production pour les systèmes en grande culture

Le modèle de production agricole présenté ici a été conçu pour l'évaluation de l'impact de modifications de prix ou d'instruments de politique agricole sur la pollution diffuse d'origine agricole par les nitrates (en grande culture). Il s'agit d'un modèle estimé au niveau de l'exploitation, à partir de données longitudinales (panel), n'utilisant donc pas d'informations fines sur les pratiques culturales au-delà des niveaux agrégés d'intrants. Les prix et les politiques agissant sur les niveaux de rentabilité des différentes cultures, le modèle évalue tout d'abord les fréquences de choix de ces cultures en fonction de déterminants économiques. Cependant, afin d'intégrer le rôle des contraintes sur l'assolement liées aux rotations culturales, les choix des cultures pratiquées à une période (année) particulière dépendent également des précédents culturaux. Cette première étape fournit essentiellement une information sur les probabilités qu'un exploitant agricole, étant donné son assolement précédent, les prix de marché et les instruments de politique agricole, pratique un ensemble de cultures particulier à la période suivante.

Dans une deuxième étape, les décisions d'assolement (surface des différentes cultures sélectionnées lors de la première étape) et de pratiques (niveau de fertilisation et autres intrants) sont représentées à partir de la maximisation du profit multi-cultures. Lors de cette deuxième étape, l'on introduit la contrainte fondamentale d'additivité (la somme des surfaces optimales en grande culture doit correspondre à la SAU disponible correspondante), ainsi que celle de la jachère (gel obligatoire d'un pourcentage donné de la SCOP). Un élément original du modèle réside dans la prise en compte des probabilités associées aux décisions de pratiquer les cultures (première étape), afin de corriger un éventuel « biais de sélection ». De plus, l'hétérogénéité inobservée spécifique à chaque producteur est captée par une méthode de type « effets fixes » : l'on prend en compte l'écart systématique propre à

chaque agriculteur par rapport à la moyenne de la rentabilité des cultures, à la surface dédiée aux cultures et au niveau de fertilisation, notamment.

Le traitement du biais de sélection, lié à la possible corrélation entre la décision de pratiquer une culture particulière et les choix de surface et de pratiques culturales, repose sur plusieurs hypothèses. La plus importante revient à supposer que, étant donné les niveaux de prix et les décisions passées d'assolement, la rentabilité espérée et le rendement futur d'une culture ne sont pas corrélés. La première étape du modèle évalue la probabilité de pratiquer une culture particulière en fonction de sa rentabilité (négative ou positive), alors que le rendement optimal de cette culture est déterminé par la deuxième étape du modèle (en fonction des prix de marché et des instruments de politique agricole). Supposons qu'un événement climatique ou une attaque de bio-agresseurs affecte à la fois, de façon négative, la rentabilité et le rendement d'une culture. L'hypothèse ci-dessus implique alors que le producteur sera en mesure d'allouer les surfaces et les intrants de façon à ce que le choc extérieur sur la rentabilité n'affecte pas les niveaux de rendement futurs. L'on peut également interpréter cette condition de la façon suivante : les anticipations sur la rentabilité future ne dépendront pas des rendements et des assolements actuels, étant donné les décisions actuelles d'assolement et les niveaux de prix.

4. Un simulateur d'impact environnemental

La contamination des eaux souterraines et de surface par les nitrates constitue un problème majeur dans la plupart des pays développés. Les impacts environnementaux sur la qualité des eaux brutes est particulièrement difficile à évaluer en raison des phénomènes de retard dans le passage de la surface aux ressources en eau (écoulement, ruissellement), et sont en conséquence extrêmement variables dans le temps et dans l'espace. Les fuites de nitrates dépendent du niveau d'azote disponible dans le sol, lui-même fonction de conditions climatiques, de la structure de l'assolement, du rendement des cultures, et bien entendu des pratiques de fertilisation.

On considère ici un simulateur d'impact environnemental simplifié, développé en collaboration avec des agronomes dans le but de mener des diagnostics de pollution sur des régions géographiques particulières, et en mobilisant des données d'exploitation (Lacroix et al., 2006). Ce simulateur calcule le niveau de lessivage d'azote à partir d'indicateurs de bilan d'azote et de réserve utile du sol (en eau), et est calibré selon le type de sol et le climat moyen de la région. Le couplage avec le modèle économique de production est réalisé en prenant comme entrée du simulateur environnemental les surfaces, les rendements des cultures, la présence d'engrais organique et l'utilisation d'engrais minéral (figure 1). Le lessivage d'azote sous la zone racinaire (NR) est estimé à partir de résultats expérimentaux par (Lacroix et al., 2006) :

$$NR = 0.17NB + 33WR + 0.08NB*WR + 0.24IN, \quad (1)$$

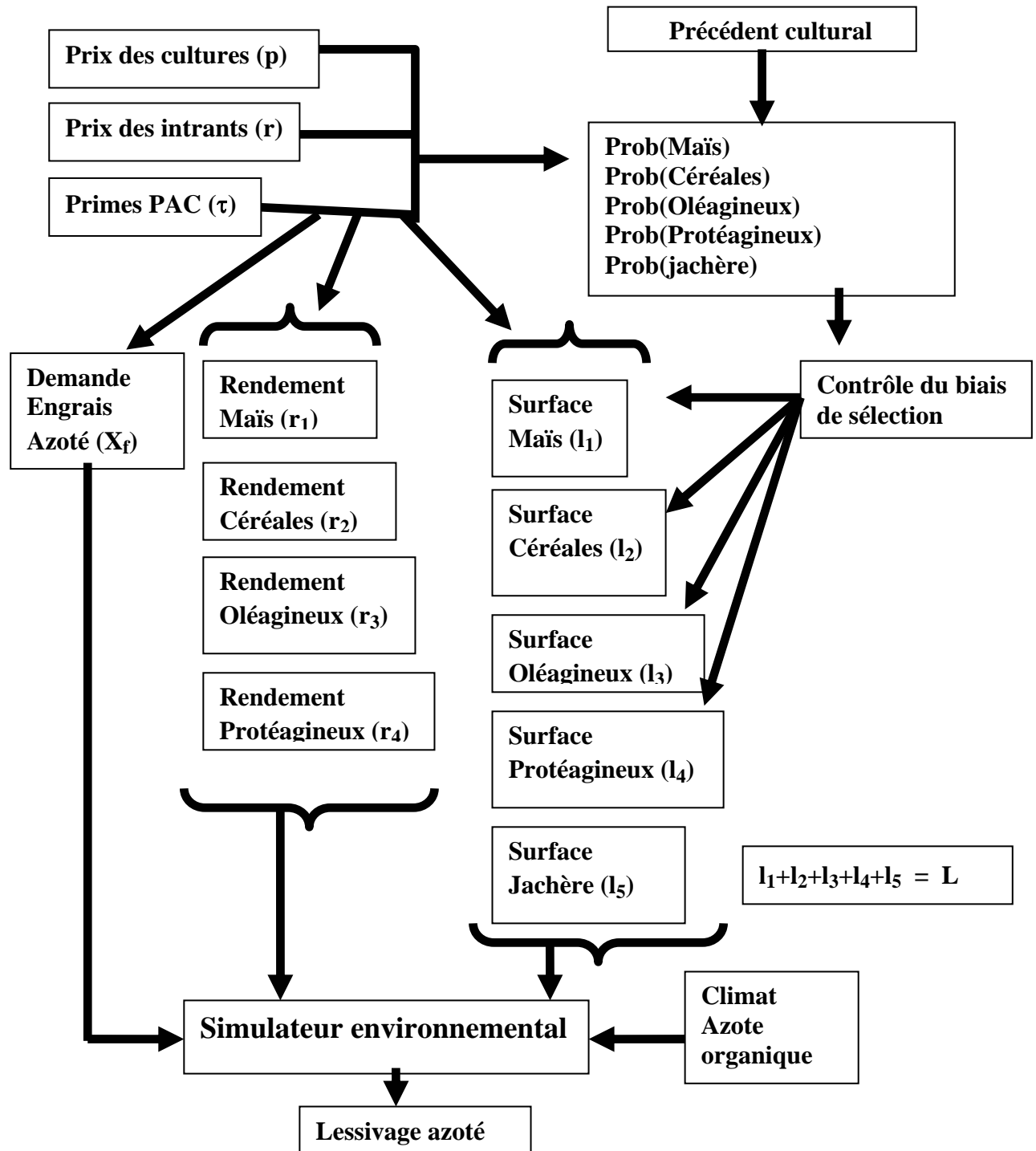
où WR est le rapport entre l'eau drainée et la réserve utile en eau du sol, IN est la durée de l'inter-culture (la durée du sol nu) et NB est le bilan azoté (différence entre les entrées et les sorties d'azote sur l'exploitation). Il est défini par :

$$NB = \sum_c f_c l_c + \sum_j a_j N_j - \sum_c b_c q_c l_c, \quad (2)$$

où f_c est le niveau d'épandage d'azote minéral par hectare sur la culture c , l_c est la surface (en hectares) allouée à la culture c , a_j est le niveau moyen d'azote organique issue de l'élevage pour un cheptel de type j , N_j est le cheptel de type j , b_c est le contenu moyen d'azote exporté par unité de

rendement de la culture c , et q_c est le rendement de la culture c . Le bilan hydrique est combiné avec la réserve utile et l'évapo-transpiration, pour estimer le lessivage hivernal qui fournit finalement le niveau estimé de lessivage d'azote (2).

Figure 1: Structure du modèle économique



5. Résultats de simulation

L'objectif de la simulation est de fournir une indication sur la sensibilité de l'impact environnemental (lessivage estimé d'azote) par rapport aux variables de prix et de politiques agricoles ou environnementales. Le modèle économique est estimé à partir de 634 exploitations agricoles du RICA (Réseau d'Information Comptable Agricole) de 1995 à 2001, sur les trois régions Pays de Loire (5 départements), Midi-Pyrénées (8 départements) et Rhône-Alpes (8 départements). Le nombre d'observations total est de 2820, et les exploitations agricoles sélectionnées appartiennent uniquement aux OTEX de grande culture. Quatre groupes de cultures sont considérés : maïs grain, autres céréales, oléagineux et protéagineux. Concernant les surfaces, les groupes ci-dessus sont complétés par la jachère (obligatoire et volontaire, au-delà du seuil obligatoire de gel de l'année considérée). Pour les intrants, l'analyse se concentrant sur la fertilisation et son impact environnemental, nous ne considérons que deux facteurs de production : les engrais minéraux azotés et les autres intrants (indicateur unique). Les prix de vente des cultures sont obtenus directement du RICA, alors que les taux unitaires (à l'hectare) des paiements compensatoires et le prix de l'azote sont calculés à partir de sources extérieures (MAP, IPAMPA, Scees).

L'estimation du modèle de production (les deux étapes présentées à la section 3) fournit les élasticités des surfaces, rendements et niveau de fertilisation azotée par rapport aux prix de vente, du prix de l'azote minéral, et des taux de paiements compensatoires PAC à l'hectare. Ces mesures de sensibilité constituent les sorties fondamentales du modèle économique, et sont calculées en prenant en compte l'impact de la variable économique, non seulement sur le niveau attendu des variables de décision des producteurs, mais encore sur la probabilité que les cultures fassent partie de l'assolement à une période particulière. De cette façon, les variations dans les niveaux des prix ou des subventions PAC affectent non seulement les rendements de production à surface donnée, mais également le fait qu'elles soient présentes ou non dans le système de culture considéré.

Tableau 1 : Elasticités des productions, surfaces et demande en engrais azoté, par rapport aux prix des cultures, des paiements compensatoires PAC et du prix de l'engrais.

	Prix Maïs	Prix Céréal.	Prix Oléag.	Prix Prot.	Subv. Maïs	Subv. Céréal.	Subv. Oléag.	Subv. Prot.	Subv. Jachère	Prix engrais	Prix autres intrants
Prod. Maïs	0.2337 ^c (5.15)	-0.1917 ^c (-5.04)	0.0163 (0.63)	0.0027 (0.50)	0.1143 ^c (4.78)	-0.0841 ^c (-5.27)	-0.0041 (-0.14)	-0.0147 (-0.54)	-0.0088 (-1.49)	-0.017 ^c (-3.93)	0.0402 ^c (5.24)
Prod. Céréal.	-0.1794 ^c (-4.87)	0.2380 ^c (4.35)	-0.0185 (-0.74)	0.0050 (0.88)	-0.0810 ^c (-3.84)	0.0472 ^b (2.32)	-0.0057 (-0.18)	0.0409 (1.42)	-0.0053 (-0.69)	0.0295 ^c (3.86)	-0.0815 ^c (-9.35)
Prod. Oléag.	0.0395 (0.63)	-0.0369 (-0.59)	0.0568 (1.59)	-0.022 ^b (-1.99)	0.0117 (0.34)	0.0579 ^a (1.69)	0.0387 (0.83)	-0.129 ^b (-2.15)	-0.028 ^b (-2.06)	0.021 ^a (1.71)	0.0073 (0.87)
Prod. Prot.	0.0763 (0.23)	0.3860 (1.06)	-0.556 ^a (-1.95)	0.3172 ^c (2.76)	-0.0353 (-0.15)	-1.0755 ^c (-3.78)	-0.1438 (-0.33)	1.2825 ^b (2.36)	0.2788 ^c (2.80)	-0.0547 (-0.52)	0.0306 (0.28)
Surface Maïs	0.2064 ^c (4.84)	-0.1730 ^c (-4.43)	0.0107 (0.42)	-0.0003 (-0.00)	0.1263 ^b (2.52)	-0.0887 ^c (-2.70)	-0.0617 (-1.42)	0.0483 (1.04)	-0.0174 (-1.59)	-0.034 ^c (-2.86)	-0.0712 (-1.16)
Surface Céréal.	-0.1163 ^c (-3.87)	0.1197 ^c (2.98)	0.0614 ^b (2.25)	-0.0315 ^c (-3.46)	-0.063 ^a (-1.79)	0.1595 ^c (3.51)	0.0629 (1.47)	-0.1873 ^c (-3.30)	-0.0333 ^c (-2.99)	0.0474 ^c (3.57)	-0.064 ^b (-1.95)
Surface Oléag.	-0.0275 (-0.55)	-0.0211 (-0.38)	0.0201 (0.62)	-0.0035 (-0.29)	-0.067 ^a (-1.64)	0.0256 (0.69)	0.1575 ^a (1.92)	-0.180 ^b (-2.45)	0.0215 (1.60)	0.039 ^b (2.52)	0.1206 ^a (1.92)
Surface Prot.	-0.1698 (-0.58)	0.4535 (1.41)	-0.584 ^b (-2.17)	0.2394 ^b (2.53)	0.3118 (1.11)	-1.1749 ^c (-3.76)	-1.195 ^b (-2.53)	2.3076 ^c (3.41)	0.0818 (0.78)	-0.391 ^c (-4.03)	-3.1515 (-1.12)
Surface Jachère	-0.1067 (-1.46)	-0.0311 (-0.32)	-0.136 ^b (-1.96)	0.0565 ^c (2.80)	-0.152 ^b (-1.99)	-0.151 ^b (-2.10)	0.2185 ^b (2.33)	0.1032 (0.86)	0.1234 ^c (3.35)	-0.0163 (-0.50)	1.4519 ^b (2.36)
Engrais Azoté	-0.407 ^b (-4.17)	0.6939 ^c (4.02)	0.1923 ^a (1.71)	-0.0179 (-0.47)	-0.4318 ^c (-2.89)	0.5573 ^c (3.71)	0.5187 ^b (2.52)	-0.8023 ^c (-4.05)	-0.0337 (-0.58)	-0.371 ^b (-1.97)	-0.0253 ^c (-2.79)
Autres Intrants	0.3126 ^b (2.16)	3.1842 ^c (4.43)	-0.1783 ^c (-3.96)	-0.025 ^b (-2.36)	-0.0394 (-1.15)	0.0140 (0.35)	0.0913 ^b (2.53)	-0.0455 (-1.24)	0.0245 ^b (2.11)	-0.195 ^c (-2.98)	-0.4644 ^c (-3.43)

Notes. 2 820 observations. Statistiques de Student entre parenthèses. ^a, ^b et ^c : élasticité significative à 10, 5 et 1 % respectivement.

Toutes les productions et les surfaces réagissent de façon significative à une variation de leur prix (ou subvention) propre, excepté le volume d'oléagineux, et les élasticités sont toutes inférieures à 1 sauf l'élasticité de la surface en protéagineux à son taux de subvention PAC (2.30, Table 1). Les élasticités croisées négatives indiquent, de plus, des substitutions entre les cultures en fonction du niveau des prix, sauf entre la jachère et la surface en oléagineux. Une augmentation du prix de l'engrais azoté a un impact moyen attendu modéré sur les productions et les surfaces et conduit à une diminution du rendement de toutes les cultures, à l'exception des protéagineux. Ce résultat semble cohérent avec des résultats agronomiques mettant en évidence les possibilités de substitution entre les protéagineux et les engrais azotés (Meisinger et Randall, 1991). La demande en engrais azoté a une élasticité à son propre prix de -0.37. Le prix des autres intrants joue surtout sur la surface en oléagineux (0.12) et en jachère (1.45), et l'élasticité croisée négative de -0.46 indique une complémentarité avec les engrais azotés au niveau de l'exploitation.

Nous calculons finalement l'impact environnemental moyen lié aux modifications de pratiques ou d'assolement induites par des variations de prix ou de subvention PAC. Les résultats du Tableau 2 indiquent une réaction relativement inélastique du lessivage d'azote aux prix et taux de subvention. Ceci est probablement expliqué par le fait qu'une variation d'un prix ou paiement compensatoire affecte simultanément les surfaces et les rendements de toutes les cultures, rendant improbable une variation massive de cet indicateur. Il en irait vraisemblablement autrement dans le cas d'un modèle dédié à une culture, dans lequel les possibilités de substitution entre les productions ne seraient pas prises en compte. Les élasticités moyennes les plus élevées (en valeur absolue) sont constatées pour la subvention PAC sur les protéagineux (-0.21), le prix des autres intrants (-0.18), le prix des céréales (0.17), la subvention PAC sur les céréales (0.14) et les oléagineux (0.12), et le prix de l'engrais azoté (-0.12).

Tableau 2 : Elasticités de l'indicateur environnemental (lessivage d'azote)

Variable d'entrée	Elasticité de lessivage d'azote (pour 1 %)
Prix du maïs grain	-0.0845
Prix des céréales (hors maïs)	0.1773
Prix des oléagineux	0.0602
Prix des protéagineux	-0.0055
Païement compensatoire Maïs	-0.0980
Païement compensatoire Céréales	0.1431
Païement compensatoire Oléagineux	0.1237
Païement compensatoire Protéagineux	-0.2150
Païement compensatoire Jachère	-0.0165
Prix de l'engrais azoté	-0.1204
Prix des autres intrants	-0.1810

Notes. Sur la base des prix de marché et des paiements compensatoires PAC de 2005.

Sur la base de ces élasticités de l'impact environnemental, nous pouvons déduire des recommandations relatives aux politiques permettant de limiter de façon plus « efficace » le lessivage d'azote. Les voies les plus appropriées consisteraient ainsi à réduire les subventions sur les céréales et les oléagineux, et à augmenter celles sur les protéagineux, tout en augmentant les prix des intrants (y compris de l'azote minéral). Cela peut être en contradiction avec l'intuition selon laquelle une augmentation de la surface en maïs augmenterait, toutes choses égales par ailleurs, le lessivage d'azote. En effet, dans le modèle, si la surface plantée en maïs augmentait (suite, par exemple, à une hausse du paiement compensatoire), le rendement en maïs diminuerait, avec un effet global négatif sur le degré de lessivage d'azote. Enfin, une politique de taxation de l'azote minéral exigerait un niveau de taxe sur les engrais très important pour obtenir une réduction significative de l'impact environnemental.

Conclusion

Le modèle économique présenté ici fait partie de la catégorie des modèles d'offre, dans lesquels les prix et instruments de politique sont pris comme des données, et les décisions optimales en termes d'assolement et de pratiques (fertilisation, etc.) sont dérivées de la condition usuelle de maximisation de la marge totale sur les cultures du système. L'objectif est ici d'évaluer l'impact des prix et des paiements compensatoires à l'hectare sur l'environnement, en se concentrant sur un impact unique lié au lessivage d'azote. Il est néanmoins possible de considérer d'autres impacts environnementaux dans un contexte de grande culture, dès lors qu'un simulateur environnemental calibré sur les mêmes exploitations (ou régions) est disponible. En particulier, les émissions de gaz à effet de serre (protoxyde d'azote, etc.) pourraient être évaluées en relation avec les choix des exploitants agricoles, au moyen d'un modèle d'émission faisant intervenir les rendements, surfaces et pratiques (fertilisation) des productions du système de culture dans son ensemble. Concernant les politiques publiques pouvant être analysées, les réformes de la PAC conduisant à des modifications dans les paiements compensatoires sont bien évidemment des exemples immédiats, même si le découplage partiel des aides depuis 2006 limite la portée du modèle. En tout état de cause, ce type de modélisation constitue un outil relativement simple d'évaluation de l'impact environnemental de variations de conditions de marché, prenant parallèlement en compte les instruments de politique agricole ou environnementale, dès lors que ces politiques se traduisent par des subventions à la production ou à l'hectare.

Références bibliographiques

- Guyomard H., Baudry M., Carpentier A., 1996. Estimating Crop Supply Response in the Presence of Farm Programmes: Application to the CAP. *European Journal of Agricultural Economics* 23, 401-420.
- Hennessy D.A., 2006. On Monoculture and the Structure of Crop Rotations. *American Journal of Agricultural Economics* 88, 900-914.
- Lacroix A., Laurent F., Ruelland D., Sauboua E., 2006. Nitrate Pollution Risk Assessment: From the Model to the Indicator. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology* 5, 206-223.
- Meisinger J.J., Randall G.W., 1991. Estimating Nitrogen Budgets for Soil-crop Systems. In: R.F. Follett, D.R. Keeney et R.M. Cruse (Eds). *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Madison, WI: Soil Science Society of America. pp.85-124.
- Moro D., Sckokai P., 1999. Modelling the CAP Arable Crop Regime in Italy: Degree of Decoupling and Impact of Agenda 2000. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 53, 50-73.
- Orazem P.F., Miranowski J.A., 1994. A Dynamic Model of Acreage Allocation with General and Crop-specific Soil Capital. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 385-395.
- Plantinga A.J., 1996. The Effects of Agricultural Policies on Land Use and Environmental Quality. *American Journal of Agricultural Economics* 78, 1082-1091.
- Thomas A., 2003. A Dynamic Model of On-farm Integrated Nitrogen Management. *European Journal of Agricultural Economics* 30, 439-460.