



Modélisation du comportement des agriculteurs: revue de littérature

Rapport « final »

BRGM/RP -53172-FR

Mars, 2004

Modélisation du comportement des agriculteurs: revue de littérature

Rapport « final »

BRGM/RP-53172-FR
Mars, 2004e

Étude réalisée dans le cadre du projet de recherche
MONIT financé par la Commission Européenne
(INTEREG) et le BRGM

S. Loubier



Mots clés : Modélisation ; exploitations agricoles ; instruments économiques ; programmation mathématique ; pollution diffuse ; nitrates

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Loubier S. (2003) – Modélisation du comportement des agriculteurs : Revue de littérature. Rapport Final BRGM/RP-53172-FR. 30p

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Ce rapport s'inscrit dans le cadre du projet INTEREG MONIT¹ (modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur) dont le bénéficiaire final, le client, est la LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).

La modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur suppose de prendre en compte le comportement des agriculteurs afin de tester l'impact de différentes mesures de contrôle de la pollution.

Le présent rapport vise à faire une revue de littérature de méthodes utilisées en économie pour modéliser le comportement des agriculteurs, pour aider au choix de la technique la plus appropriée pour répondre aux objectifs du projet.

¹ INTERREG III A CENTRE-SUD / OBERRHEIN MITTE-SÜD - PAMINA) - RSCS N° 3c.9 / PAM N° 3.1.3".

Sommaire

1.	Introduction	9
2.	Des modèles adaptés aux objectifs et aux échelles.....	10
2.1.	Les modèles positifs	10
2.2.	Les modèles normatifs.....	11
3.	Les techniques de modelisation	13
3.1.	La programmation mathématique	13
3.1.1.	La programmation mathématique linéaire	13
3.1.2.	La programmation non linéaire	17
3.1.3.	Un point commun : la rationalité des agriculteurs	19
3.2.	Les modèles économétriques	19
3.3.	Les modèles calculables d'équilibre général	21
3.4.	Les méthodes multicritères	22
4.	Modèles intégrés, modèles en cascade et outils d'aide à la décision.	23
5.	Conclusion	24
	Bibliographie	25

1. Introduction

Le recours à la modélisation économique des exploitations agricoles s'est régulièrement intensifié depuis les années 60 pour deux raisons essentielles.

La première tient à l'accès à des outils informatiques de plus en plus performants, capables de résoudre des problèmes complexes et de grande taille. L'échelle d'étude qui initialement étaient limitée à l'exploitation devient à la fois beaucoup plus fine (capable de prendre en compte les processus physiques à l'échelle de la parcelle ou de la plante) et beaucoup plus grande depuis la généralisation des SIG.

La seconde raison, d'ordre politico-économique, tient aux besoins exprimés par les Etats pour étudier dans un premier temps les conditions nécessaires à l'accroissement de l'offre de produits agricoles et dans un second temps, pour tester l'impact de diverses politiques, sur le revenu agricole, sur l'emploi et sur l'environnement.

La variété des échelles d'études, les nouvelles possibilités offertes en informatique pour résoudre des problèmes et la diversité des objectifs poursuivis ont enrichi et diversifié les modèles d'exploitation agricole.

La revue de littérature qui suit présente un panorama des méthodes et objectifs poursuivis en modélisation économique des exploitations agricoles. Elle n'est pas exhaustive et a principalement été réalisée au regard des objectifs poursuivis dans le cadre du projet MONIT.

2. Des modèles adaptés aux objectifs et aux échelles

Les objectifs poursuivis en économie agricole au travers de la modélisation sont multiples. Une claire distinction doit être faite entre les modèles dits positifs et les modèles dits normatifs (Ruben et al., 1998).

2.1. LES MODÈLES POSITIFS

Les modèles positifs ont pour principal objectif de décrire et d'expliquer l'usage que font actuellement les agriculteurs des ressources (naturelles, financières, humaines...) dont ils disposent. Les modèles positifs sont généralement construits à l'échelle de l'exploitation voire de la parcelle et ont deux objectifs principaux : analyser la rationalité socio-économique des choix réalisés par les agriculteurs pour éventuellement proposer des itinéraires techniques plus efficaces et fournir un outil d'aide à la gestion tactique des exploitations. Ces modèles sont généralement multi-périodiques avec des pas de temps courts et basés sur les paramètres biophysiques, c'est-à-dire capables de prendre en compte les processus agronomiques, chimiques, hydrologiques, hydrauliques et hydrogéologiques. La littérature sur l'usage de modèles positifs en économie agricole est foisonnante. A titre d'exemple, nous présentons ci-dessous quelques travaux récents, illustrant la diversité des objectifs poursuivis.

Bergez et al., (2002) ont utilisé le modèle d'aide à la gestion à un pas de temps journalier – MODERATO (Bergez et al., 2001) – afin de maximiser la marge brute d'exploitations irrigantes dans le Sud-Ouest de la France et ont montré qu'une optimisation des calendriers d'arrosages pouvait permettre d'accroître la marge brute de 100€ par hectare tout en réduisant la consommation en eau de 30% et les rendements de 10%.

Rounsevell et al., (2003), ont aussi développé des modèles d'aide à la gestion tactique des exploitations (à un pas de temps de deux semaines), afin de calculer des fonctions de coûts associés au retard de mise en œuvre de certaines opérations en cas de saturation d'une contrainte (main d'œuvre, sol...).

D'autres travaux s'attachent à rechercher les combinaisons optimales d'intrants, par exemple les dates et quantités optimales d'apports d'engrais et d'eau (Li and Yost, 2000).

D'autres modèles de gestion tactique d'exploitation considèrent le revenu comme une contrainte et cherchent à optimiser une fonction objective particulière. C'est le cas du modèle d'aide à la gestion des programmes d'épandages développé par Lewis et al., (2003) et qui vise à minimiser sur 12 ans les pertes en azote organique occasionnées par les épandages (3 épandages chacun réalisables à 10 dates différentes).

A l'image de ce dernier modèle, il n'existe pas de frontière clairement définie entre les modèles économique d'exploitation agricole et les modèles agronomiques, ces derniers intégrant généralement des modules en cascade capables de décrire les processus physiques en jeu : modèle de sol (SOIL) et de cycle d'azote (SOILN) dans les travaux de Lewis et al., (2003) par exemple.

Les modèles positifs d'aide à la gestion tactique des exploitations requièrent donc une quantité de donnée d'autant plus importante que les pas de temps sont courts et les processus physiques en jeux, complexes.

2.2. LES MODÈLES NORMATIFS

La seconde catégorie de modèles, dits normatifs, a pour objectif principal d'analyser les conditions d'adaptation des exploitations à des chocs exogènes. Ils peuvent être utilisés soit de manière exploratoire, en tant qu'outils d'analyse prospective à long terme, soit pour simuler les impacts d'ajustement nécessaires à court ou moyen terme.

A la différence des modèles positifs, ils requièrent moins de données bio-physiques mais nécessitent que soit pris en compte le comportement des agriculteurs (Ruben et al., 1998). La plupart des modèles d'économie agricole, normatifs et récents, visent à tester l'impact de politiques publiques (politique agricole commune, taxation, quotas, prix ...) sur (i) le revenu ou l'emploi agricole, (ii) les échanges commerciaux et les ajustements sectoriels et (iii) l'environnement (qualité, quantité d'eau, érosion des sols, paysages...). Certains se veulent multicritères et combinent plusieurs des objectifs précédents.

Les échelles d'analyses varient de l'exploitation à la nation entière avec des types de modèles généralement adaptés à l'échelle considérée. Pour des analyses à l'échelle d'un territoire, d'un bassin versant ou d'une région, la quasi-totalité des modèles sont utilisables et leur choix dépendra des objectifs poursuivis, des données disponibles et de leur précision.

Les modèles d'analyse d'impacts environnementaux sont quant à eux souvent couplés à des modèles physiques et à un système d'information géographique. Les lecteurs intéressés pourront se reporter à l'article de van Tongeren et al., (2001) qui fait une revue de littérature comparée des modèles utilisés pour analyser les effets macroéconomiques des politiques agricoles sur les échanges agricoles.

En Europe, de nombreux modèles normatifs ont été développés pour simuler l'impact économique soit des réformes de la politique agricole commune soit de programmes de gestion de l'azote, notamment en réponse aux obligations faites par la Directive Européenne Nitrate (European Commission, 1991).

Dans le cadre du projet MONIT, les liens entre Politique Agricole Commune et pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates étant présumés forts, nous choisissons dans le paragraphe suivant de présenter les études récentes réalisées dans des pays de l'Union sur l'impact de la PAC et sur les mesures de contrôle des pollutions diffuses

par les nitrates. Différents modèles sont mobilisés pour réaliser ces études, nous choisissons de ne pas les détailler ici pour consacrer à certains une plus large présentation dans les chapitres suivants. L'enjeu économique des réformes successives de la PAC étant considérable, la quasi-totalité des Etats membres demandent à leurs organismes de recherche d'en analyser l'impact potentiel. La réforme dite « Agenda 2000 » a par exemple donné lieu à une multitude d'études recourant à la modélisation du secteur agricole ou des exploitations agricoles dans des buts bien spécifiques.

En Espagne, pour tester l'impact sur la production de viande bovine et de cultures arables (Judez et al., 2002), aux Pays Bas pour une analyse comparée des effets sur les exploitations spécialisées et diversifiées (Bos, 2002), en Grèce pour l'oléiculture (Migdalas et al., 2004), en France pour analyser l'impact sur la demande en eau d'irrigation (Morardet et al., 2001), sur la tarification de l'eau en Autriche (Hall, 2001), pour évaluer ex-post les effets d'un programme de soutien de l'agriculture en zone défavorisée en Irlande du Nord (Caskie et al., 2001), ou pour mettre en évidence la mobilité imparfaite du capital et du travail dans l'agriculture irriguée Espagnole (Iglesias et al., 2003).

D'autres études font une analyse comparée des effets économiques et environnementaux de la réforme comme en Italie pour analyser les effets sur la teneur en nitrate de l'eau (Giupponi and Rosato, 1995) ou en Allemagne pour analyser les conflits d'objectifs économiques et environnementaux (Meyer-Aurich and Trüggelmann, 2002) ou encore au Danemark (Wier et al., 2002).

Enfin, une multitude de modèles sont mis en œuvre pour analyser les effets méso ou macroéconomiques ou l'efficacité environnementale de diverses politiques nationales de contrôle des pollutions diffuses par les nitrates (Quotas, taxation ou incitations): en Suède (Brady, 2003), en France (Gohin et al., 1999, Gohin, 2002), en Angleterre (Dwyer et al., 2002, C.R.E.R, 2003), en Ecosse (Topp and Mitchell, 2003), en Italie (Pacini et al., In Press b), au Danemark (Halser et al., 1999, Kristensen and Jensen, 1999, Jensen et al., 2001, Berntsen et al., 2003), en Norvège (Bloemhof-Ruwaard and Hendrix, 1996, Rørstad, 1999, Vatn et al., 1999), aux Pays Bas (Polman and Thijssen, 2002, van der Veeren and Lorenz, 2002).

Le modèle économique des exploitations agricoles que nous mettons en œuvre dans le cadre du projet MONIT est, comme les précédents, un modèle normatif visant à représenter le comportement des agriculteurs face aux chocs exogènes que représentaient la mise en place d'instrument de contrôle de la pollution diffuse par les nitrates et dans le contexte de politique agricole commune qui s'imposera aux exploitations.

Diverses méthodes sont cependant envisageables pour modéliser le comportement des exploitations agricoles. Le paragraphe suivant présente ces méthodes, leurs avantages et inconvénients au regard des objectifs poursuivis dans le cadre du projet.

3. Les techniques de modélisation

Les principales techniques de modélisation économiques des exploitations agricoles reposent sur la programmation mathématique, l'économétrie, les modèles dérivés de la comptabilité ou sur quelques méthodes plus hétérodoxes telles que les méthodes multicritères ou le recours à des modèles de type principal agent.

3.1. LA PROGRAMMATION MATHÉMATIQUE

Les méthodes de programmation mathématique sont très largement utilisées en économie agricole pour modéliser le comportement des agriculteurs. Ces méthodes consistent généralement à maximiser une fonction objective telle que la marge brute, le profit ou le revenu des exploitations sous un ensemble de contraintes ; ou bien à minimiser des coûts (y compris environnementaux parfois) pour un revenu d'exploitation donné.

Pour simplifier la représentation des divers types d'exploitations existantes, il est nécessaire de réaliser avant la phase de modélisation une typologie d'exploitations c'est-à-dire de regrouper sous un même type les exploitations qui ont la même structure de production, les mêmes cultures principales, les mêmes stratégies et les mêmes contraintes (Palacio et al., 1995). Une bonne typologie doit révéler à la fois une hétérogénéité maximale entre chaque types et une homogénéité maximale au sein de chacun des types (Kobrich et al., 2003). Pour ces raisons, une analyse statistique multivariée des exploitations est généralement pré requise (Kobrich et al., 2003, Topp and Mitchell, 2003). Ce n'est que sur la base de cette typologie que le travail de collecte de données nécessaires au renseignement des modèles peut être engagé.

Les modèles de programmation mathématique, linéaires ou non, sont généralement des modèles statiques au sens où l'on considère que les exploitations maintiennent leur taille, leur technologie et leur capacité de production sur la période de simulation considérée. La raison principale de cette représentation statique tient à la complexité de représenter la diversité des stratégies d'investissement des agriculteurs concernant les infrastructures et les équipements (Berntsen et al., 2003).

3.1.1. La programmation mathématique linéaire

La programmation mathématique linéaire (PML) n'est qu'un cas particulier des modèles de programmation mathématique où la fonction objective et les contraintes sont spécifiées de manière linéaire par rapport aux variables de décision.

Les variables de décision sont généralement la superficie allouée à chaque type de culture et / ou le type et nombre d'animal d'élevage ; la fonction objective correspond à la somme des marges brutes associées à chaque variable de décision et les

contraintes peuvent être agronomiques, économiques, techniques, financières ou réglementaires.

Dans le cadre de ce projet, les variables de décisions retenues seront certainement :

- le nombre d'Unité de Grand Bovin (UGB);
- la superficie allouée à chaque culture ; sachant que divers niveaux de fertilisation peuvent être appliqués à une même culture. Ainsi, si l'agriculteur a le choix entre quatre cultures (maïs, blé, tabac et colza) et pour chacune d'elles quatre niveaux de fertilisation azotée, le système aura $4 \times 4 = 16$ variables de décisions pour les productions végétales.

L'agriculteur devra alors choisir les différents niveaux (superficie, nombre d'UGB) associés aux variables de décision, chacune étant soumise à un ensemble de contraintes :

- agronomiques :de travail du sol, d'utilisation de fertilisants (minéraux ou organiques), de rotation des cultures... ;
- naturelles : de besoin en eau des cultures, de SAU, de quantité fourragère par UGB... ;
- humaines : de disponibilité de main d'œuvre en cours de campagne ;
- économiques :de prix de vente des productions, de primes PAC, d'opportunité de travail à l'extérieur de l'exploitation, de prix d'achat des intrants et en particulier des engrais minéraux... ;
- techniques : de disponibilité de capital fixe (matériel motorisé, non motorisé, bâtiments)... ;
- réglementaires :de gel d'une partie de la SAU, de programme d'épandage, éventuellement de quotas d'utilisation de certains intrants (eau, engrais)... ;
- fiscales : de taxation de certains intrants (eau, engrais).

La solution identifiée par le modèle est celle qui permet de dégager le revenu maximum. Elle est décrite par un assolement (cultures et surfaces), un revenu agricole et un niveau de consommation de chaque facteur de production.

La technique de PL des exploitations agricoles est la plus utilisée. Sa mise en œuvre requiert cependant une collecte importante de données pour identifier et modéliser les contraintes qui conditionnent le comportement des agriculteurs. Cette collecte se fait généralement par enquête en face à face auprès d'agriculteurs type. La capacité du modèle à reproduire leur comportement dépend donc de l'exhaustivité et de la fiabilité des informations recueillies.

Il convient ensuite de vérifier que le modèle est capable de reproduire une situation de référence. S'il ne l'est pas, il est nécessaire de réitérer la phase d'entretiens auprès d'exploitants afin de comprendre les écarts entre résultats du modèle et réalité observée.

Une autre technique de calage des modèles consiste à considérer que l'écart d'assolement ou de revenu constaté entre la situation de référence et le résultat des simulations ne tient pas à une mauvaise formulation des hypothèses mais au comportement des agriculteurs et notamment à leur relative aversion au risque de variation de revenu. Ce risque de variation de revenu pouvant être dû aux aléas climatiques, à la variation de la disponibilité de certaines ressources naturelles comme l'eau d'irrigation, au risque de pénurie de main d'œuvre saisonnière, ou encore aux variations de prix de vente des productions. Le principe consiste alors à maximiser l'utilité espérée du revenu sachant que l'agriculteur est averse au risque de variation de ce dernier. Pour plus d'information sur les techniques de modélisation du risque, se référer à Hazell and Norton (1986).

Le calage des modèles se fait généralement en recherchant le coefficient d'aversion au risque qui permet de reproduire la situation de référence (Bouzit et al., 1993, Rieu and Palacio, 1994). Le coefficient retenu est alors celui qui permet de minimiser l'écart constaté entre les résultats du modèle linéaire et le comportement réel des agriculteurs (Lien, 2002). Le coefficient d'aversion au risque est toutefois borné et le recours aux deux techniques de calage précédentes peut s'avérer nécessaire.

La prise en compte de l'aversion au risque des agriculteurs est toutefois assez rare. Certains auteurs pensent en effet que le gain en terme de précision des modèles ne justifie pas leur complexification (Pannell et al., 1998). De plus, Pannell et al. (1998) rappellent que l'aversion au risque des agriculteurs (i) varie au cours du temps, (ii) est différente d'un système de production à un autre et (iii) qu'il peut varier d'une exploitation à une autre au sein d'un même système de production. Les auteurs estiment, que dans bien des cas, que plutôt que de consacrer du temps à la modélisation du risque, il est préférable de le consacrer à une description plus précise du système, à s'assurer de la qualité des données recueillies et à prendre en compte le risque et l'incertitude au travers d'analyses de sensibilité au travers de scénarios.

Les modèles de PL sont couramment utilisés pour décrire le comportement des agriculteurs soumis à divers chocs exogènes tels que des politiques de contrôle des pollutions par les nitrates, mais leur aversion au risque est rarement prise en compte. Les travaux suivants illustrent quelques utilisations récentes de la PL des exploitations en vue de contrôler les pertes en nitrates. Sur le plan méthodologique, ils sont semblables à ce que nous proposons de réaliser dans le cadre de ce projet MONIT, à la différence près que l'aversion au risque des agriculteurs est rarement prise en compte.

En Caroline du Nord, Schwabe (2000) a eu recours à la PL pour évaluer et comparer le coût qui serait associé à la réduction des nitrates dans le cas d'un contrôle réglementaire ou en cas de mise en œuvre de mécanismes incitatifs. Le modèle, construit pour éclairer la décision publique, conclut que les deux mécanismes ne sont

pas substituables mais complémentaires et que ceux-ci doivent être relativement flexibles pour être efficaces.

En Israël, Haruvy et al. (1997) utilisent la PL pour maximiser le revenu d'agriculteurs soumis à diverses mesures de contrôle de la pollution. Ces instruments sont des quotas ou des taxes pouvant être appliqués aux cultures ou à l'exploitation sur les apports en azote ou sur les pertes occasionnées (les taux de pertes et de transferts sont issus d'une revue de littérature et non d'une analyse physique locale). Le modèle est ensuite couplé à un modèle de transfert dont les entrées constituent les pertes en nitrates des cultures issues des assolements optimaux du modèle économique. Les auteurs montrent alors que certains mécanismes de contrôle, tel qu'une taxation de l'achat d'engrais peut dans certains cas conduire à des résultats contraires aux objectifs recherchés mais également que les politiques les plus efficaces (contrôle des pertes) sont les plus difficiles à mettre en œuvre.

En Italie, la PL a été utilisée pour tester l'impact de la réforme de la PAC (Agenda 2000) sur le revenu d'une exploitation de type production laitière en introduisant successivement divers niveaux de contraintes environnementales en matière de pesticide, d'azote et d'érosion du sol (Pacini et al., 2003, Pacini et al., In Press a, Pacini et al., In Press b). Les variations de revenus induites par le changement de politique sont mises en évidence ainsi que le coût social associé au respect de chacune des contraintes environnementales. Enfin, les auteurs mettent en évidence la nécessité de différencier spatialement les politiques agri-environnementales compte tenu de résultats extrêmement variables au sein même de l'exploitation en fonction des différents caractères pédo-climatiques.

Dans le même esprit, Meyer-Aurich and Trüggelmann (2002) modélisent le comportement d'une exploitation située à 40 Km au nord de Munich et spécialisée dans la viande bovine (30.5 ha de superficie cultivable sur 7 types de sols et une capacité de 50 UGB). Au-delà de la possibilité d'opter pour différentes pratiques culturales - types de cultures et rotations associées à l'optimum agronomique (i.e. 100% des besoins des plantes en azote) - les auteurs testent l'impact économique d'apports sous optimaux d'engrais ainsi que la possibilité de mettre en place des cultures pièges à nitrates. Les auteurs calculent ainsi les coûts associés à une réduction de pertes en nitrates et à une diminution des émissions de CO₂ ; ces deux indicateurs environnementaux étant intégrés au modèle sous forme de contraintes. Topp and Mitchell (2003) ont aussi utilisé la PL pour analyser les conséquences environnementales de trois scénarios de politiques publiques (Agenda 2000) en Ecosse. En couplant un modèle de PL des exploitations agricoles à un sous-modèle d'usage du sol spatialisé, ils ont mis en évidence les variations induites en terme de revenus, d'emplois et de paysage à l'échelle des communes ou des régions de Dumfries et Galloway.

Au Danemark, une longue tradition de modélisation économique des exploitations agricoles générant une pollution diffuse par les nitrates existe. A titre d'exemple, Berntsen et al. (2003) ont utilisé la PL pour optimiser le comportement des agriculteurs soumis à trois sortes de taxes (i) sur l'utilisation d'azote minéral, (ii) sur le surplus d'azote des exploitations et (iii) à la fois sur l'azote minéral et sur l'importation d'aliment

pour le bétail. Quatre types d'exploitations ont été distingués en croisant leur orientation technico-économique (grande culture ou élevage porcin) et le type de sol (sableux ou riche en terreau). Le modèle (FASSET) permet également de prendre en compte les recommandations danoises sur les bonnes pratiques agricoles (rotations, en herbage, épandage...). FASSET est le plus complet des modèles de PL puisqu'il permet de prendre en compte des choix tactiques (irrigation de certaines cultures selon les caractéristiques pluviométriques de l'année considérée) et des choix stratégiques d'assolement sur une période de trois ans. Il est également dynamique puisque les agriculteurs peuvent fonder leurs décisions d'assolement pour la période suivante sur les résultats de la période passée (revenu, prix, pluviométrie). Enfin, si l'aversion au risque des agriculteurs n'est pas prise en compte, la méthode de Monté Carlo est utilisée pour prendre en compte la variabilité des prix des productions ainsi que les variabilités climatiques inter annuelles.

3.1.2. La programmation non linéaire

La programmation mathématique non linéaire, aussi appelée la programmation mathématique positive (PMP), est née de la recherche du dépassement de problèmes rencontrés en PL; à savoir, essentiellement le phénomène de basculement des solutions optimales (Hazell and Norton, 1986) et l'arbitrage que le modélisateur doit nécessairement faire entre le choix de contraintes techniques sévères qui figent le modèle et une reproduction inexacte des prises de décision observées des agriculteurs (Gohin and Chantreuil, 1999). Le principe de la PMP est d'exprimer soit certaines contraintes soit la fonction objective (fonction de coût de production et / ou de rendement) de manière non linéaire (Gohin and Chantreuil, 1999).

Appliqué à la pollution diffuse par les nitrates, cela permet par exemple d'exprimer la marge brute dégagée par certaines cultures en fonction de l'apport d'azote, du coût de ces apports, de la main d'œuvre nécessaire et des éventuelles taxes qui frappent leurs achats. L'intégration des fonctions de coûts et de rendements dans la fonction objective permet donc d'éviter le basculement des solutions. En effet, il devient possible de réaliser une culture avec une quantité d'azote variable (fonctions de rendement continues), allant de 0 à 100% des besoins. A l'inverse, la PL permet simplement de ne considérer que quelques niveaux d'apports d'azote (variable discrète : 50 ; 75 ; 100% des besoins) correspondant à autant de variables de cultures entrant dans la fonction objective. La PMP permet donc de dériver des fonctions continues de demande en facteurs de production au lieu des traditionnelles fonctions de demande par paliers obtenues avec la PL (Hall, 2001) .

La PMP a donc bien l'avantage de générer des solutions continues mais également de réduire considérablement la taille des matrices. Dans l'exemple théorique de PL présenté précédemment, l'utilisation de la PMP permettrait de réduire les variables de décisions sur les cultures à 4 au lieu de 16 (4 cultures et 4 apports possibles d'azote).

Le recours à la PMP pour modéliser le comportement d'agriculteurs s'est sensiblement développé au cours des dix dernières années. Ce développement est essentiellement dû à la formalisation qu'en a fait Howitt (1995) ainsi qu'à la généralisation des outils informatiques capables de résoudre ces problèmes, mais pas

seulement. Les techniques de calage des modèles se sont progressivement améliorées. La méthode dite du Maximum d'Entropie (Paris and Howitt, 1998) permet de calibrer les modèles d'exploitation en utilisant un ensemble de données restreint tout en ne figeant pas le modèle comme en PL (Gohin and Chantreuil, 1999, Gohin, 2000, Hall, 2001). Le principe est, au travers des coefficients des fonctions de coûts et de productions de la fonction objective, de forcer le modèle à reproduire une situation de référence.

Cependant, beaucoup de modélisateurs n'ont pas fait état du comportement arbitraire et potentiellement invraisemblable des modèles résultant de l'application standard de l'approche PMP (Heckelei and Britz, 2000). En effet, là où les comportements réels des agriculteurs différaient des résultats du modèle de PL, un retour sur la validité des contraintes s'imposait. A l'inverse, la PMP peut permettre de caler exactement le modèle sur la situation de référence mais, si les contraintes ont été mal spécifiées, peut générer des comportements erronés selon les scénarios testés.

- Les raisons pour lesquelles ne recourons pas à la PMP pour modéliser le comportement des exploitations agricoles sur la nappe d'Alsace sont multiples.
- D'abord, même si les méthodes de PMP se sont généralisées, elles demeurent bien plus compliquées à mettre en œuvre que les méthodes de PL.
- En second lieu, nous ne trouvons pas d'avantages particuliers, si ce n'est celui de réduire la taille des matrices, à lisser les résultats puisque les agriculteurs ne s'adaptent pas de manière continue mais par paliers à des chocs exogènes (PAC, Taxes, quotas...).
- Ensuite, à notre connaissance, la prise en compte de l'aversion au risque des agriculteurs n'est pas réalisable dans les modèles de PMP.
- Enfin, nous préférons une collecte exhaustive des informations nécessaires à la formulation des contraintes plutôt que de prendre le risque de générer des comportements adaptatifs erronés.

Si nous n'optons pas pour la PMP, les récents travaux l'utilisant pour analyser le comportement des agriculteurs soumis à diverses mesures de contrôle de la pollution sont prometteurs. Brady (2003) a par exemple utilisé un modèle spatialisé de PMP pour étudier l'efficacité de politiques de contrôle des pollutions sur des exploitations du sud de la Suède. Le modèle sert à l'analyse coût efficacité des instruments de contrôle : taxe sur les engrais azotés, aides agri-environnementales et contrôle de l'usage du sol. Cette analyse a la particularité de porter sur un territoire extrêmement vaste et de coupler le modèle économique de PMP à un modèle de sol et de transport (l'objectif étant de réduire l'émission de nitrates dans la mer Baltique). L'échelle considérée justifie alors à elle seule le choix de la PMP plutôt que la PL qui aurait nécessité une collecte fastidieuse d'informations pour le calibrage.

3.1.3. Un point commun : la rationalité des agriculteurs

Tous les modèles normatifs de programmation mathématique supposent que les agriculteurs sont rationnels, c'est-à-dire qu'ils chercheront à maximiser un revenu ou une marge brute ou bien à minimiser les coûts, le temps de travail... Toutefois, il n'est généralement pas possible de représenter, ni même d'identifier, tous les facteurs explicatifs des comportements des agriculteurs. Selon Pannell (1996) les raisons sont multiples :

- les agriculteurs ont déjà des comportements efficaces,
- pour être très pertinent, il faut une multitude d'informations à l'échelle de l'exploitation
- le coût et le temps nécessaire (à l'agriculteur) pour changer de pratiques est certainement élevé comparé au bénéfice marginal.

Au-delà de ces raisons, Berntsen et al. (2003) souligne que les modèles ne sont qu'une simplification du comportement réel des agriculteurs, et que ces derniers peuvent avoir des objectifs autres que purement économiques. De ce point de vue, la quantification et l'intégration de résultats issus d'autres sciences sociales représentent un enjeu considérable en modélisation des exploitations agricoles (Berntsen et al., 2003).

3.2. LES MODÈLES ÉCONOMÉTRIQUES

Le recours à l'économétrie pour modéliser le comportement des exploitations agricoles est très largement utilisé. La phase de réalisation de typologie d'exploitation est aussi commune à cette méthode. Le principe est de rechercher pour chaque type d'exploitation les acteurs explicatifs des comportements des agriculteurs qui, par hypothèse, ont un comportement dit rationnels. Les variables de décision demeurent les mêmes que dans les modèles de programmation mathématique, à la différence près que les paramètres des fonctions sont évalués en ayant recours aux techniques économétriques (statistique multivariée). Ils intègrent entre autre, les élasticités prix des facteurs de production pour analyser les variations de demande en facteurs de production, les effets sur les rendements des cultures (fonctions de production) et les élasticités prix croisées, c'est-à-dire les effets de substitution entre facteurs de production (Jensen et al., 2002). Ces fonctions économétriques permettent donc d'analyser les impacts de variations de prix (de facteur de production ou de vente des produits), de resserrement ou de relâchement de certaines contraintes (quotas, main d'œuvre...).

Les modèles économétriques peuvent être mis en œuvre à des échelles très variées, allant de l'exploitation à une région entière en fonction de l'historique des informations disponibles. C'est en effet à partir de données historiques, en terme de variation de prix ou de production et des effets induits en terme d'utilisation de facteurs de

production, que des régressions multiples sont réalisées et les paramètres des variables calculés.

Les avantages et les inconvénients relatifs des modèles économétriques reposent justement sur leur construction à base de données historiques. L'inconvénient majeur en terme d'analyse d'impact de politiques potentielles (PAC ou contrôle de la pollution) réside souvent dans l'incapacité des modèles à reproduire les conséquences d'un choc exogène non constaté par le passé, et pour lequel les paramètres estimés ne sont pas fiables. Il n'est par exemple pas possible de simuler l'impact d'une taxation de 100% des engrais puisque les ajustements issus d'un tel choc n'ont jamais été constatés par le passé (Berntsen et al., 2003). De même, simuler l'impact de nouveaux itinéraires techniques de programme d'épandage ou d'enherbage n'est pas faisable. Enfin, les données historiques contiennent une part de progrès technique et technologique pour lequel nous ne disposons pas de techniques adaptées afin d'isoler la part relative de leur responsabilité dans les adaptations aux chocs exogènes (Flichman and Jacquet, 2002).

Le principal avantage des modèles économétriques réside en fait dans leur capacité à simuler des adaptations à des changements marginaux.

Une grande tradition d'utilisation de modèles économétriques existe au Nord de l'Europe. Les Danois ont par exemple développé le modèle ESMERALDA, capable d'analyser le comportement des exploitations agricoles Danoises (Christensen and Huusom, 2001, Jensen et al., 2001, Jensen et al., 2002). Esmeralda est capable de décrire les productions, les demandes d'intrants, l'allocation des terres, la densité de bétail et diverses variables économiques et environnementales d'exploitations représentatives puis d'agrèger les résultats pour représenter l'intégralité du secteur agricole. Les choix des agriculteurs sont pris en compte au travers de paramètres comportementaux (élasticités), estimés économétriquement à partir des données annuelles d'un échantillon de 1000 à 2000 exploitations sur la période 1973 – 1998 et en distinguant 8 types d'exploitations. Le modèle couvre ainsi 15 productions dont 11 sont commercialisables, et détermine la demande annuelle pour 12 facteurs de production (dont l'énergie, le travail, 4 pesticides, 3 engrais et des aliments pour bétail) et la demande inter annuelle en capital.

Une attention particulière est portée à l'estimation des élasticités prix des engrais et des pesticides mais également aux effets de substitution entre ces deux intrants.

L'utilisation d'ESMERALDA pour tester l'impact de quotas individuels ou transférables sur les pesticides a par exemple permis à Jensen et al. (2002) de mettre en évidence une hausse de la demande en engrais et donc la nécessité de coordonner les différentes politiques de contrôle des pollutions.

3.3. LES MODÈLES CALCULABLES D'ÉQUILIBRE GÉNÉRAL

Pour modéliser l'impact macroéconomique des adaptations d'un secteur de l'économie à un choc exogène, il est possible de construire des modèles calculables d'équilibre. Ces modèles peuvent être construits pour analyser les impacts de scénarios économiques ou de politiques publiques au sein d'un secteur d'activité – comme l'agriculture - auquel cas, ce sont des modèles d'équilibre partiels ou bien dans l'intégralité des secteurs économique d'un pays ou d'une région et ce sont alors des modèles d'équilibre général.

Tous ces modèles sont issus des travaux de comptabilité nationale permettant la représentation de l'économie sous forme de tableaux de type Leontief. Ils permettent d'analyser la propagation d'effets sur une branche d'activité ou sur un produit donné à l'intégralité de l'économie grâce à des matrices de coefficients techniques.

Ces modèles ne sont donc pas des modèles d'exploitation ni même des modèles agrégés d'exploitation. En l'absence de possibilités de géoréférencer chaque activité (agricole notamment), ils sont inutiles en terme d'analyse d'impact spatialisée ; par contre, ils se révèlent très efficaces pour étudier des impacts macroéconomiques monétarisés. De plus, si leur caractère dynamique permet systématiquement d'aboutir à un équilibre, ils sont atemporels, c'est-à-dire que le temps nécessaire à la réalisation de ces équilibres est inconnu. Enfin, les possibilités de substitutions au niveau des activités est bien plus restreinte qu'à une échelle plus fine d'analyse (Helming, 1998) et les comportements adaptatifs des agriculteurs peuvent différer significativement des résultats des modèles.

La mise en œuvre de tels modèles est toutefois très lourde et seuls quelques pays disposant d'une comptabilité nationale reprenant une nomenclature d'activité et de produits très détaillée, sont capables d'en réaliser. Les lecteurs intéressés pourront se référer à van Tongeren et al. (2001) qui présente 16 modèles d'équilibre partiel ou général qui permettent d'évaluer les importations, les exportations, la formation des prix, la production, et tester les impacts de différentes politiques agricoles à l'échelle nationale ou mondiale.

En France, l'INRA a développé un modèle d'équilibre général de l'agriculture et de l'agroalimentaire français (MEGAFF) pour modéliser les effets des réformes des politiques agricoles sur différentes filières ainsi que les effets d'une réduction d'utilisation des engrais minéraux en France (Gohin et al., 1999, Gohin, 2002). Ils montrent en particulier qu'en France, le montant d'une taxe sur les engrais minéraux doit être très élevée pour obtenir une réduction significative de leur utilisation. La demande en engrais est donc relativement inélastique à court terme et une taxation ne se traduit que par des effets limités sur la production nationale végétale.

Helming (1998) a aussi construit un modèle régionalisé d'équilibre partiel, statique, pour analyser les effets des taxes sur l'utilisation des intrants azotés dans l'agriculture néerlandaise. Helming (1998) a par exemple montré que les taxes portant directement sur la pollution environnementale sont plus efficaces que les taxes portant sur l'utilisation des intrants.

3.4. LES MÉTHODES MULTICRITÈRES

Dans la quasi-totalité des modèles de programmation mathématiques, les objectifs environnementaux et économiques sont traités séparément, les premiers étant intégrés à la fonction objectif et les seconds sous forme de contraintes ou inversement. Les résultats ainsi obtenus ne traduisent donc pas une situation optimale du point de vue social, c'est-à-dire économique et environnementales à la fois.

Si ces objectifs sont représentés au sein d'une même fonction objectif c'est d'une part car ils sont rarement exprimables dans la même unité (comment comparer des marges brutes à des kilos d'azote ou à des teneurs de l'eau en nitrate ?) et d'autre part car ce ne sont tout simplement pas des objectifs des agriculteurs.

Lorsque les bénéfices et dommages environnementaux générés par les exploitations agricoles sont monétarisables, il est possible d'analyser les conséquences sociales des choix des agriculteurs ou de rechercher des combinaisons d'instruments qui permettent de maximiser le bénéfice social net.

Mais les coûts et bénéfices environnementaux sont rarement monétarisables ou le sont avec des marges d'incertitude considérables. C'est pourquoi, de nombreuses études s'attachent simplement à décrire les effets de politiques sur le revenu des agriculteurs et sur des critères physiques environnementaux en recourant aux techniques de PL et de PMP classiques. Le principe consiste alors à générer une multitude de scénarios de politique et réaliser des analyses qualitatives comparatives des résultats pour aider à la décision .

La programmation linéaire à buts multiples permet cependant de se dégager partiellement de cette difficulté et d'intégrer aspects économiques et environnementaux à la fonction objective et d'optimiser la somme pondérée des variables. Le reproche essentiel fait à cette dernière technique réside dans le choix arbitraire, généralement politique des coefficients de pondération des objectifs (ten Berge et al., 2000). Pour s'en affranchir partiellement, il est possible d'opter pour une solution consistant à minimiser la somme des écarts aux objectifs définis (ten Berge et al., 2000). Cette dernière alternative a l'avantage de ne pas nécessiter d'unité commune pour exprimer les différents objectifs ni de recourir à une pondération arbitraire.

4. Modèles intégrés, modèles en cascade et outils d'aide à la décision

Si les modèles d'exploitations sont la base de toute analyse de la pollution diffuse d'origine agricole, ils sont généralement intégrés ou couplés à d'autres sous modèles capables de représenter des processus physiques complexes en matière agronomique, de transfert dans le sol ou encore de transport. Enfin, ils sont généralement couplés à un système d'information géographique afin d'analyser spatialement les impacts.

A titre d'exemple, (Vatn et al., 1999) présentent le modèle ECECMOD qui est utilisé pour tester des politiques de réduction de la pollution. Il compte un modèle économique non linéaire (ECMOD) qui calcule les assolements et les revenus (variable maximisée) par type d'exploitations, un modèle de sol (SOIL), un modèle de transfert de nitrates, un modèle d'érosion (EUROSEM) et un modèle de territoire pour agréger le tout.

Au Danemark, Thorsen et al. (2001) ont couplé le modèle agro-économique DAISY au modèle MIKE SHE (modèle de transport en 3D) pour analyser les risques de pollution diffuse des aquifères.

En Italie, Giupponi and Rosato (1995) ont couplé un modèle de programmation linéaire des exploitations à un SIG et à un modèle de pollution pour évaluer les effets de la réforme de la PAC sur la pollution diffuse d'origine agricole.

Aux Pays-Bas, Dijk et al. (1996) ont développé un outil adapté à l'analyse environnementale de la chaîne complète du cycle de l'azote en combinant des modules biophysiques et d'exploitation. Le modèle prend en compte les échanges d'affluents entre exploitations ainsi que l'intégralité des sources d'azote potentielles.

Aux Etats Unis, Ascough et al. (2001) ont développé le modèle GPFARM (Great Plain Framework for Agricultural Resource Management) pour étudier des scénarios de gestion de l'eau, des engrais et des pesticides. Ce système d'aide à la décision, couplé à un SIG n'est donc pas destiné à de l'optimisation mais à de la simulation applicable uniquement dans les grandes plaines Nord Américaines.

5. Conclusion

Cette revue de littérature n'est pas exhaustive. Elle a principalement été réalisée en vue d'explicitier le choix de type de modèle utilisé dans le cadre du projet MONIT pour modéliser le comportement des agriculteurs dont les activités sont susceptibles d'avoir un impact significatif sur la qualité des eaux de la nappe d'Alsace.

Compte tenu des objectifs poursuivis, seul l'usage d'un modèle normatif peut permettre d'analyser les impacts d'une politique publique à la fois en terme de variation de revenu des agriculteurs et d'usage de substances potentiellement polluantes.

Au sein de ces modèles normatifs, nous choisissons de recourir à la méthode de la programmation mathématique, méthode la plus efficace pour prendre en compte le comportement des agriculteurs au sein de leurs structures (choix d'assolement). Les autres modèles, économétriques, d'équilibre partiel ou général et multicritères, n'étant soit pas adaptés à l'échelle considérée soit pas capables de traduire des comportements adaptatifs aussi fins que nécessaires.

Au sein des modèles de programmation mathématique, la technique de la programmation linéaire s'avère être la plus efficace compte tenu de la possibilité de prendre en compte l'aversion au risque des agriculteurs, d'affiner les modèles lors de la phase de calage mais également en terme de temps de mise en œuvre et de simplicité de résolution.

Notons cependant que la construction de ces modèles intervient en amont de la phase de typologie des exploitations et de collecte d'information nécessaires au renseignement de la fonction objective et des contraintes et en aval de la phase d'agrégation et de spatialisation des résultats. Les résultats spatialisés de perte en nitrate de différents scénarios de politique publique constitueront alors les données d'entrée du modèle de sol, qui à son tour produira les données d'entrée du modèle de transport.

La procédure globale de mise en œuvre de cette analyse consiste donc à créer un modèle intégré d'analyse d'impact géoréférencés, utilisant des modules de programmation linéaire (modèles d'exploitation) et non linéaire (modèles de sol et de transport).

Bibliographie

- Ascough, J.C., Shaffer, M.J., Hoag, D.L., McMaster, G.S., Dunn, G.H., Ahuja, L.R., Weltz, M.A., 2001. GPFARM: An integrated decision support system for sustainable great plains agriculture. in Stott, D.E., Mohtar, R.H., and Steinhardt, G.C., editors. *Sustaining the Global Farm*:951-960.
- Bergez, J.-E., Debaeke, P., Deumier, J.-M., Lacroix, B., Leenhardt, D., Leroy, P., Wallach, D., 2001. MODERATO: an object-oriented decision tool for designing maize irrigation schedules. *Ecological Modelling* 137 (1):43-60.
- Bergez, J.-E., Deumier, J.-M., Lacroix, B., Leroy, P., Wallach, D., 2002. Improving irrigation schedules by using a biophysical and a decisional model. *European Journal of Agronomy* 16 (2):123-135.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E., Hutchings, N.J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76 817–839.
- Bloemhof-Ruwaard, J.M., Hendrix, E.M.T., 1996. Generalized bilinear programming: An application in farm management. *European Journal of Operational Research* 90 (1):102-114.
- Bos, J., 2002. Comparing specialised and mixed farming systems in the clay areas of the Netherlands under future policy scenario: an optimisation approach. PhD Thesis. Wageningen University, The Netherlands:256.
- Bouzit, A.M., Rieu, T., Rio, P., 1993. Modélisation du comportement des exploitations agricoles tenant compte du risque: application du MOTAD généralisé. *Economie Rurale* 220-221 69-73.
- Brady, M., 2003. The relative cost-efficiency of arable nitrogen management in Sweden. *Ecological Economics* 47 (1):53-70.
- C.R.E.R, 2003. CAP reform: Decoupling arable payments - A discussion document for the Department for the Environment Food and Rural Affairs. Center for Rural Economics Research, University of Cambridge:54.
- Caskie, P., Davis, J., Wallace, M., 2001. Targeting disadvantage in agriculture. *Journal of Rural Studies* 17 (4):471-479.
- Christensen, T., Huusom, H., 2001. Survey of the use of economic models in pesticide risk reduction. Pages 143 in *A survey performed in preparation for the OECD Workshop on the Economics of Pesticide Risk Reduction*, The Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics (SJFI). November 2001.:143.

Dijk, J., Leneman, H., Van Der Veen, M., 1996. The Nutrient Flow Model for Dutch Agriculture: A Tool for Environmental Policy Evaluation. *Journal of Environmental Management* 46 (1):43-55.

Dwyer, J., Eaton, R., Farmer, A., Baldock, D., Withers, P., Silcock, P., 2002. Policy mechanisms for the control of diffuse agricultural pollution, with particular reference to grant aid. English Nature and the Environment Agency, Research Report N°455:135.

European Commission, 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal L 375* , 31/12/1991 P. 0001 - 0008.

Flichman, G., Jacquet, F., 2002. Le couplage de modèles agronomiques et économiques: intérêt pour l'analyse des politiques. in communication au Séminaire en économie de la production du département ESR/INRA, Paris, 28 et 29 novembre.

Giupponi, C., Rosato, P., 1995. Simulating impacts of agricultural policy on nitrogen losses from a watershed in Northern Italy. *Environment International* 21 (5):577-582.

Gohin, A., 2000. Positive Mathematical Programming and Maximum Entropy : Economic tools for applied production analysis. in INRA-ESR-Rennes-PAM; INRA Seminar on Production Economics, 28/29 November 2000, Paris.

Gohin, A., 2002. Les propositions de révision à mi-parcours de la Politique Agricole Commune : Evaluation des impacts sur l'agriculture française à partir du modèle MEGAAF. INRA Rennes, Research Report 02-01:149.

Gohin, A., Chantreuil, F., 1999. La programmation mathématique positive dans les modèles d'exploitation agricole: principe et importance du calibrage. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* (52):59-77.

Gohin, A., Guyomard, H., Levert, F., 1999. Impacts économiques d'une réduction des utilisations des engrais minéraux en France: Analyse en équilibre général. WP INRA-ESR octobre 1999 19.

Hall, N., 2001. Linear and quadratic models of the southern Murray-Darling basin. *Environment International* 27 (2-3):219-223.

Halser, B., Wier, M., Andersen, J.M., 1999. Integrated modeling of changes in agricultural policy, environmental and economics effects. in NJS (Nordic Association of Agricultural Scientists) KONGRES Report 1999: Jordbruk og samfunn, Mandag, June 28.

Haruvy, N., Hadas, A., Hadas, A., 1997. Cost assesement of various means of averting environmental damage and groundwater contamination from nitrate seepage. *Agricultural Water Management* 32 307-320.

Hazell, P.B.R., Norton, R.D., 1986. *Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture*. Macmillan, New York.

- Heckelei, T., Britz, W., 2000. Positive Mathematical Programming with Multiple Data Points: A Cross-Sectional Estimation Procedure. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* (57):27-49.
- Helming, J., 1998. Effects of nitrogen input and nitrogen surplus taxes in Dutch agriculture. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurale* 49 (4ème trimestre 1998):6-31.
- Howitt, R.E., 1995. Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics* 77 329-342.
- Iglesias, E., Garrido, A., Gomez-Ramos, A., 2003. Evaluation of drought management in irrigated areas. *Agricultural Economics* 29 (2):211-229.
- Jensen, J.D., Andersen, M., Kristensen, K., 2001. A Regional Econometric Sector Model for Danish Agriculture – A Documentation of the Regionalized ESERALDA model. SJFI, report no.129:135.
- Jensen, J.D., Huusom, H., Rygnestad, H., Andersen, M., Jørgensen, S.H., 2002. Economic impacts of transferable quotas in pesticide regulation - data, model and scenarios. Rapport 145 fra Fødevareøkonomisk Institut. December 2002.:87.
- Judez, L., De Miguel, J.M., Mas, J., Bru, R., 2002. Modeling crop regional production using positive mathematical programming. *Mathematical and Computer Modelling* 35 (1-2):77-86.
- Kobrich, C., Rehman, T., Khan, M., 2003. Typification of farming systems for constructing representative farm models: two illustration of the application of multi-variate analyses in Chile and Pakistan. *Agricultural Systems* 76 141-157.
- Kristensen, K., Jensen, J.D., 1999. Danish Farmers' Adjustment Capabilities: The Case of Fertiliser Regulation. SJFI working paper no. 2/1999:20p.
- Lewis, D.R., McGechan, M.B., Mctaggart, I.P., 2003. Simulating field-scale nitrogen management scenarios involving fertiliser and slurry applications. *Agricultural Systems* 76 159-180.
- Li, M., Yost, R.S., 2000. Management-oriented modelling: optimizing nitrogen management with artificial intelligence. *Agricultural Systems* 65 1-27.
- Lien, G., 2002. Non-parametric estimation of decision makers' risk aversion. *Agricultural Economics* 27 (1):75-83.
- Meyer-Aurich, A., Trüggelmann, L., 2002. Finding the optimal balance between economical and ecological demands on agriculture – research results and model calculations for a Bavarian experimental farm. in Paper presented at the 46th Annual AARES Conference in Canberra, Australia. 12th-15th February 2002.

Migdalas, A., Baourakis, G., Kalogeras, N., Meriem, H.B., 2004. Sector modeling for the prediction and evaluation of Cretan olive oil. *European Journal of Operational Research* 152 (2):454-464.

Morardet, S., Rieu, T., Gleyses, G., 2001. Instruments de régulation de la demande en eau des agriculteurs et Politique Agricole Commune. in *Les instruments des politiques environnementales, Colloque PIREE, Sophia-Antipolis, France, 5-6 avril 2001, Cemagref Working paper IRMO, 01-01.*

Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L., Huirne, R., In Press-a. The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modelling at field and farm level. *Agricultural Systems* In Press, Corrected Proof.

Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Huirne, R., In Press-b. Ecological-economic modelling to support multi-objective policy making: a farming systems approach implemented for Tuscany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* In Press, Corrected Proof.

Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95 (1):273-288.

Palacio, V., Gleyses, G., Morardet, S., 1995. Typologie d'exploitations et demande en eau pour d'irrigation. *Ingénieries - EAT N°2 - Juin 1995* 39-53.

Pannell, D.J., 1996. Lessons from a decade of whole-farm modelling in Western Australia. *Review of Agricultural Economics* 18 373-383.

Pannell, D.J., Malcolm, L.R., Kingwell, R.S., 1998. Are we risking too much? Perspectives on risk in farm modelling. *Agricultural Economics* 23 (1):69-78.

Paris, Q., Howitt, R.E., 1998. An analysis of ill-posed production problems using maximum entropy. *American Journal of Agricultural Economics* 80 (1):124-138.

Polman, N.B.P., Thijssen, G.J., 2002. Combining results of different models: the case of a levy on the Dutch nitrogen surplus. *Agricultural Economics* 27 41-49.

Priya, S., Shibasaki, R., 2001. National spatial crop yield simulation using GIS-based crop. *Ecological Modelling* 125 113-129.

Rieu, T., Palacio, V., 1994. Equipements hydrauliques collectif et réforme de la PAC: des conséquences conflictuelles? ? pp.185-203.

Rørstad, P.K., 1999. Effects of Nitrogen Levies and Permits. A Study in two Norwegian regions. in *NJS (Nordic Association of Agricultural Scientists) KONGRES Report 1999: Jordbruk og samfunn, Mandag, June 28.*

Rounsevell, M.D.A., Annetts, J.E., Audsley, E., Mayr, T., Reginster, I., 2003. Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95 (2-3):465-479.

Ruben, R., Moll, H., Kuyvenhoven, A., 1998. Integrating agricultural research and policy analysis: analytical framework and policy applications for bio-economic modelling. *Agricultural Systems* 58 (3):331-349.

Schwabe, K.A., 2000. Modeling state-level water quality management: the case of the Neuse River Basin. *Resource and Energy Economics* 22 (1):37-62.

Ten Berge, H.F.M., Van Ittersum, M.K., Rossing, W.A.H., Van De Ven, G.W.J., Schans, J., 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modelling. *European Journal of Agronomy* 13 (2-3):263-277.

Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B., Kleeschulte, S., 2001. Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *Journal of Hydrology* 242 210-227.

Topp, C.F.E., Mitchell, M., 2003. Forecasting the environmental and socioeconomic consequences of changes in the Common Agricultural Policy. *Agricultural Systems* 76 227-252.

Van Der Veeren, R.J.H.M., Lorenz, C.M., 2002. Integrated economic-ecological analysis and evaluation of management strategies on nutrient abatement in the Rhine basin. *Journal of Environmental Management* 66 (361-376).

Van Tongeren, F., Van Meijl, H., Surry, Y., 2001. Global models applied to agricultural and trade policies: a review and assessment. *Agricultural Economics* 26 (2):149-172.

Vatn, A., Bakken, L., Botterweg, P., Romstad, E., 1999. ECECMOD: an interdisciplinary modelling system for analyzing nutrient and soil losses from agriculture. *Ecological Economics* 30 (2):189-205.

Wier, M., Andersen, J.M., Jensen, J.D., Jensen, T.C., 2002. The EU's Agenda 2000 reform for the agricultural sector: environmental and economic effects in Denmark. *Ecological Economics* 41 (2):345-359.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service Géologique Régional Alsace
Parc Club des Tanneries
15, rue du Tanin LINGOLSHEIM B.P. 177
67834 TANNERIES CEDEX
Tél. : 03 88 77 48 90