

Directive Cadre-Eau et mesures pour contrôler les pollutions par les pesticides. Une approche Coût Efficacité spatialement distribuée.

Jean-Marie Lescot¹, Paul Bordenave¹, Odile Leccia, Kevin Petit¹

¹ Cemagref, Unité de Recherche ADBX, 33612 Cestas cedex, France

Résumé

La Directive Cadre sur l'Eau impose une stratégie complète pour améliorer l'état écologique et chimique des masses d'eau. Elle met en place une politique spécifique à la réduction des pollutions diffuses. Dans le but de comparer différentes mesures agri-environnementales choisies pour contrôler la pollution par les pesticides dans les eaux de surface, nous proposons un cadre méthodologique pour une analyse Coût efficacité distribuée. Nous utilisons le modèle SWAT pour évaluer l'efficacité des mesures appliquées et développons un modèle bio-économique agrégé utilisant GAMS pour évaluer les coûts de mise en place et identifier les synergies et substitutions.

Enfin nous proposons un classement de ces mesures basé sur leur ratio Coût-Efficacité. Cette approche est appliquée sur la partie amont du bassin du Gers dans le sud ouest de la France. Les résultats montrent que les bandes enherbées peuvent être considérées comme les mesures les plus coût efficaces ainsi que le désherbage mécanique qui permet une réduction significative de la pollution de l'eau due principalement aux herbicides. A l'inverse, d'autres mesures telles que l'allongement des rotations ou la mise en place de cultures intercalaires, bien que relativement peu onéreuses à implémenter, n'arrivent pas réduire la pollution par les pesticides.

De plus, nous trouvons que le coût efficacité des mesures dépend largement de l'endroit où elles sont appliquées, le cadre proposé prenant en compte les variables physiques et les activités des exploitations distribuées sur le bassin.

Mots-clés: Cost-Effectiveness analysis, Integrated modeling, Pesticides; SWAT; Bio-economic modeling

Abstract

EU Water Framework Directive requires policy to address non-point source pollution as part of an overall integrated strategy to improve the ecological and chemical status of water bodies.

With the aim to compare various agricultural measures intended to control pesticides pollution in surface waters, we propose a methodological framework for a spatially distributed Cost-Effectiveness analysis. We use the SWAT model to assess the effectiveness of measures applied and develop an aggregated bio economic model using GAMS for valuating the costs of implementation and indentifying synergies and trade-offs. Finally we proposed a ranking of these measures based on their C/E ratios. This approach is applied for the case of the Gers river basin located in the south western part of France. Findings clearly demonstrated that grass-strips could be considered as the best cost-effective measure to implement, as well as mechanical weeding reducing significantly water pollution due mainly to herbicides. On the opposite other measures such as longer rotations sequences and catch crops although relatively non costly to implement fall short for reducing pollution by pesticides. Furthermore, we find that cost and effectiveness of measures largely depend of the location of their implementation as the framework proposed takes into account physical variables and farm activities scattered within the watershed.

Keywords: Cost-Effectiveness analysis, Integrated modeling, Pesticides; SWAT; Bio-economic modeling

* corresponding auteur Tel:+33 5 57 89 27 03 - Fax:+33 5 57 89 08 01

Adresse e-mail: jean-marie.lescot@cemagref.fr

1. Introduction

L'intensification des pratiques agricoles au cours des dernières décades a conduit à un usage croissant des engrais. L'usage des pesticides s'est développée en parallèle permettant ainsi de combattre les parasites des cultures, de réduire la compétition avec les adventices et d'assurer la qualité, la sécurité et le prix des produits agricoles. Ce large usage des pesticides en Europe et notamment en France (troisième utilisateur mondial en quantité) a conduit à une pollution des sols et des eaux due à la dérive des produits lors des applications, à leur dispersion dans le sol et à leur lessivage lors du nettoyage des équipements ou de leur stockage (pollution ponctuelle). La protection de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides demande aussi que des mesures soient prises pour réduire la pollution diffuse.

L'Union Européenne a mis en place plusieurs régulations et directives pour réduire le risque lié aux pesticides. Ainsi, les mesures agroenvironnementales constitue le cadre proposé pour réduire l'usage des pesticides, pour passer à des systèmes de protection des cultures plus intégrés et aider à la conversion vers l'agriculture biologique. La directive vers une stratégie thématique sur un usage soutenable des pesticides fait suite. La Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/EC), instrument très fort de planification des eaux est devenu dans les pays européens le standard pour la gestion des eaux. La conformité avec cette directive implique ainsi une réduction de l'impact des pressions agricoles sur l'environnement et l'implantation de mesures destinées à réduire la pollution agricoles des eaux de surface et souterraines. En accord avec cette approche, les pollutions à la fois ponctuelles et diffuses sont sujettes à un contrôle. Avec des budgets limités alloués à l'implémentation des mesures de restauration des milieux aquatiques, la question se pose sur la façon la plus efficace de les utiliser. L'analyse Coût-Efficacité (ACE) peut y aider en permettant de mieux choisir parmi les mesures proposées. Etant donné que les caractéristiques de la production agricole (systèmes de culture, sols, pentes des parcelles, et situation par rapport aux cours d'eau) peuvent être très différentes dans l'espace, les différents instruments de politique environnementale peuvent conduire à des résultats très divers en termes de coûts et d'efficacité environnementale.

L'objectif du travail est de proposer un cadre théorique pour analyser les différents impacts et coûts des mesures de politique environnementale et d'évaluer leurs intérêts relatifs. L'étude présentée ici a débuté sur l'ensemble du bassin des rivières de Gascogne puis a été précisée sur la partie amont du bassin du Gers (GA) dans sa partie gersoise lors du projet européen Concerteau. Nous nous concentrons ici sur l'évaluation environnementale et économique dans le cadre d'une ACE spatialisée. Le document est organisé de la manière suivante : la première partie présente la méthodologie avec les méthodes utilisées pour la simulation et l'évaluation de l'efficacité (section 2.1) puis pour les coûts (section 2.2) en abordant les questions d'agrégation et d'échelle (section 2.3) et d'incertitude (section 2.5). Le cas d'étude est ensuite présenté (partie 3) puis les principaux résultats, les avantages et limites du cadre proposé sont discutés dans la section 4 avant la conclusion dans la section 5.

2. Simulation et évaluation des mesures

Les questions importantes concernant l'évaluation ex-post et ex-ante des politiques de l'eau peuvent être appréhendées par le biais de l'ACE, outil d'aide à la décision permettant d'identifier la manière économiquement la plus efficace d'aborder les objectifs de réduction des pollutions (Pearce D.W., 2007)(fig 1). L'ACE a été proposée par le groupe d'expert réunis par l'Agence de Protection de l'Environnement aux Etats-Unis (Bingham, 1995) comme une des méthodes d'évaluation des écosystèmes. Les auteurs pensent que le cadre de l'ACE peut être une approche appropriée pour l'évaluation des mesures de restauration. Bien que l'ACE ne puisse pas juger de la valeur générale d'une simple mesure, elle est hautement utile pour leur comparaison. Elle est utile quand l'objectif à atteindre est unique, ce qui est approximativement le cas pour le statut de bon état écologique des masses d'eau, si on se réfère alors au niveau de pesticides à ne pas dépasser.

La comparaison de différents programmes de mesures ayant un impact similaire permet une comparaison des coûts de mise en place et fournit ainsi des indicateurs quantitatifs utiles à la sélection des mesures supposées avoir un effet sur la réduction des pesticides. Une approche voisine en termes de coût et efficacité de bonnes pratiques agricoles a été réalisée précédemment pour répondre aux questions de pollution par le nitrate sur un petit bassin versant (Feichtinger et al, 2008 ; Turpin, N. et al., 2007).

En outre, coûts et efficacité peuvent varier considérablement selon la situation des exploitations et à l'intérieur des exploitations selon les parcelles et les cultures où sont mis en place les mesures. Ainsi, le travail présenté examine la possibilité d'une utilisation ex-ante de l'ACE spatialement distribuée.

Par ailleurs, l'efficacité des mesures peut être évaluée au regard d'objectifs intermédiaires (pression sur le milieu) à l'aide d'indicateurs ou d'objectifs finaux (impact) à l'aide de modèles. Dans la mesure où les objectifs de la DCE pour 2015 sont la restauration du bon état écologique des masses d'eau, et que les obligations ne portent plus seulement sur les moyens mais sur les résultats, l'impact des mesures demande à être évalué.

La modélisation couplée agro-hydrologique offre alors le moyen d'évaluer les impacts pour une longue période de temps recouvrant plusieurs années de mise en place. De même, les coûts d'implémentation des mesures demandent à être évalués, sur une période courte ou longue, ne serait-ce que pour rester en deçà des limites budgétaires. Cette ACE devrait permettre une discussion rationnelle entre les acteurs pour déterminer les choix les moins onéreux pour atteindre les objectifs. Dans ce but, nous utilisons un indicateur C/E en divisant les unités de coût par l'efficacité pour une mesure donnée. Ces ratios permettent alors un classement des mesures en termes d'accroissement des unités de coût par unité d'efficacité, pour un intervalle d'incertitude donné.

2.1 Evaluation de l'Efficacité - modélisation hydrologique

2.1.1 L'utilisation des modèles

Les modèles sont des instruments utiles pour investiguer les effets des mesures agri-environnementales au niveau du bassin versant. Ils ont été utilisés depuis plusieurs décennies pour évaluer les pollutions diffuses et les effets à court et long termes de pratiques alternatives. L'efficacité des mesures proposées

pour réduire l'entrée de pesticides dans les eaux de surface et souterraines quand elles sont appliquées est évaluée par le modèle semi-distribué SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Le modèle SWAT est considéré comme un des modèles les mieux adaptés pour prévoir les impacts à long terme des mesures de gestion des terres sur les sédiments dans l'eau et les produits chimiques agricoles sur de larges bassins versants avec des sols et des conditions d'utilisation et d'usage des terres variables. (Arnold et al 2005; Neitsch et al., 2001). Le modèle SWAT a été choisi pour sa capacité à simuler les flux de pesticides à l'échelle du bassin versant, sa large utilisation et sa capacité à simuler les pratiques culturales agricoles. Le bassin versant est divisé en sous bassins qui sont ensuite fragmentés en classes d'Unités de Réponse Hydrologique (HRU). Les HRU sont des unités spatiales où les flux verticaux, latéraux et sub-latéraux d'eau et de nutriments sont calculés pour être ensuite agrégés et sommés pour chaque sous bassin. L'eau et les pesticides des HRU dans les sous-bassins sont routés vers les cours d'eau des sous bassins (Neitsch et al., 2001). Les pratiques culturales (début et fin de la période végétative, fréquence des opérations culturales, des apports d'engrais et de leur quantités, fréquence et dose des traitements phytosanitaires, gestion des irrigations) sont définies au niveau des HRU. La comparaison de l'efficacité hydrologique est réalisée en termes de réduction relative de la concentration en pesticides dans les sols, les eaux de surface, les nappes et l'air.

$$\text{Efficacité}_{(\%)} = 1 - \frac{[C_s]_{\mu\text{g}l^{-1}}}{[C_o]_{\mu\text{g}l^{-1}}}$$

avec $[C_s]_{\mu\text{g}l^{-1}}$ Concentration moyenne pour les dix dernières années de la simulation hydrologique
 et $[C_o]_{\mu\text{g}l^{-1}}$ Concentration pour la situation de référence. L'efficacité est calculée à l'exutoire de chaque sous bassin et du bassin versant. Une fois le modèle modifié et calibré, il peut être utilisé pour simuler les effets des mesures et évaluer leur efficacité.

2.2 Evaluation des coûts et modélisation des changements d'occupation du sol

L'analyse économique des mesures doit répondre à la question de savoir si les objectifs peuvent être atteints aux moindres coûts. Du fait que les couts marginaux des mesures ne sont pas égaux, il est théoriquement possible d'obtenir le même niveau de réduction des pollutions à des coûts moindres en passant de mesures coûteuses à mettre en place à des mesures moins onéreuses (Brouwer, R. et al; 2008). Dans la partie économique, nous cherchons donc à calculer les couts supplémentaires que les exploitations doivent supporter suite à la mise en place des mesures. Pour dériver une courbe de substitutions significatives, la méthode suivie doit permettre l'inter changement d'un ensemble de stratégies optimales à l'intérieur du cadre de la prise de décision, ceci afin de ne pas réduire de façon irréaliste les possibilités de substitution. Dans le cas contraire, on obtiendra automatiquement une courbe proposant de larges substitutions entre l'amélioration de la qualité de l'eau et le revenu des exploitations (Lee, L. K. 1998). L'optimisation économique apparaît alors comme la solution la plus pertinente pour l'analyse des coûts des mesures en raison de sa capacité à permettre la substitution des

stratégies alternatives (Hazell, 1986). Les modèles de programmation mathématique sont largement utilisés et offrent la possibilité de relier des éléments économiques avec des éléments biophysiques (Buysse et al., 2007). Ils permettent par ailleurs de résoudre en partie les problèmes de changement d'échelle, question majeure dans la modélisation des changements d'occupation du sol.

2.2.1 Le problème de l'agrégation

Dans le cas ultime, chaque exploitation individuelle sur un bassin versant devrait être modélisée séparément et dans une certaine mesure, toutes les exploitations opèrent sous des circonstances uniques et des références personnelles. Même si la modélisation de chaque exploitation individuelle est possible sur de très petits bassins versants, l'information n'est néanmoins pas toujours disponible. Pour cette raison, avoir recours à une exploitation représentative (exploitation moyenne) ou à des exploitations types (exploitations modales réelles ou synthétiques) peut être le moyen le plus satisfaisant pour modéliser les exploitations. Le principal problème est le biais potentiel venant soit de l'agrégation de données obtenues au niveau de l'exploitation soit de l'utilisation de données agrégées pour leur usage au niveau de l'exploitation. Lorsque différents types d'exploitations sont situés sur un bassin versant, une façon de résoudre ce problème peut être de classer les exploitations en groupes homogènes, de définir des exploitations représentatives pour chaque groupe et de multiplier les résultats obtenus selon la fréquence de chaque type d'exploitation dans le bassin versant. Des informations complémentaires peuvent aider à vérifier la représentativité des structures d'exploitations utilisées pour la modélisation. Malheureusement, les données disponibles sur les structures et le type de distribution des exploitations ne sont pas suffisantes pour assurer une exacte agrégation, ni permettre d'identifier les biais lors de l'agrégation (Day, 1963). Une forme alternative d'agrégation qui surmonte ces problèmes est de modéliser les exploitations ensemble comme si elles représentaient une seule grande exploitation. En procédant ainsi on exagère la flexibilité et la coordination des activités de production. C'est néanmoins un moyen largement accepté pour modéliser des zones de grandes surfaces (O'Callaghan, 1996) qui peut s'avérer approprié aussi pour des zones plus petites comme les sous-bassins ou les communes. Pour évaluer les coûts de mise en place des mesures et afin d'être cohérent avec la modélisation hydrologique, nous utilisons donc un modèle agrégé qui simule d'utilisation du sol au niveau du bassin versant et calcule les coûts et revenus qui résultent de l'application des mesures (annexe 1). Le modèle est développé en Programmation Linéaire mixte à nombres entiers avec GAMS (Rosenthal, 1998) et l'évaluation des coûts est réalisée au niveau de la commune. En conséquence, une seule rotation type est affectée aux cultures de la commune. L'objectif est la maximisation de la marge brute totale $f_c(X)$ au niveau de la commune pour les activités cultures et élevage. Le calcul des coûts est basé sur l'hypothèse que les niveaux d'incitation (inc_c) associés à une mesure et nécessaires pour voir apparaître cette mesure dans les solutions optimales modélisés représentent les coûts directs de leur mise en place. Les cycles d'optimisation pour le modèle agrégé montrent les substitutions et les courbes de coût d'installation des mesures illustrant ainsi la relation entre les coûts et la mise en place des mesures pour les différentes

communes. De plus, les sorties du modèle mettent en évidence les changements d'utilisation du sol quand les mesures sont appliquées.

2.3 Cadre pour l'intégration

Parmi les approches utilisées en pratique pour réaliser une ACE, la distinction doit être faite entre les approches ascendantes (niveau micro) et les approches descendantes (niveau macro). Le cadre proposé ici est une approche ascendante centrée sur la mise en place des mesures au niveau de l'exploitation puis du bassin versant à la fois pour l'évaluation environnementale et l'estimation des coûts (fig. 2).

2.3.1 Une échelle géographique commune

Les coûts et l'efficacité doivent être calculés sur la base d'une échelle commune qui est imposée par l'échelle de calcul des processus physiques. Le niveau du bassin versant ou d'un de ses sous bassins est ainsi l'échelle convenable. Le calcul des coûts au niveau du sous bassin est donc réalisé en affectant les coûts calculés au niveau de la commune proportionnellement à leur surface à l'intérieur de chaque sous-bassin (fig. 3).

Un horizon temps approprié

La modélisation hydrologique offre le moyen d'évaluer les impacts pour de longues périodes de temps dépassant les années d'implémentation des mesures. Dans le cas étudié, l'efficacité des mesures est évaluée pour une période de 25 ans de façon à tenir compte des temps de réponse et de mise à l'équilibre de l'agro-hydrosystème. Les coûts d'implémentation des mesures sont pour leur part calculés sur une base annuelle. Une autre formulation de la fonction objectif aurait impliquée l'optimisation d'une somme actualisée d'objectifs sur chaque période annuelle. Développer un modèle linéaire inter-temporel aurait impliqué de prendre en compte l'incertitude sur les prix. Comme nous considérons que la prise de décision sur l'exploitation concernant la mise en place des mesures est plutôt décidée à court terme, le calcul des coûts est réalisé sur une base annuelle. Cette question demande néanmoins à être considérée de manière plus précise pour les mesures ayant un effet sur des changements structurels telles que la transformation des terres arables en prairies ou la mise en place de bandes enherbées.

2.4 Incertitude

J.D Brown (2004) défend les évaluations explicites de l'incertitude sur les données environnementales et modèles comme nécessaires à mettre en balance les arguments scientifiques incertains avec les arguments sociaux, éthiques, moraux et légaux tout autant incertains dans la gestion des systèmes environnementaux. L'incertitude peut en effet se rencontrer à chaque étape de l'analyse. Il y a d'abord une incertitude liée principalement à l'identification des objectifs environnementaux (restauration du bon état écologique), de leur surveillance (norme européenne sur la concentration en pesticides de l'eau potable et la limite des méthodes de détection). Il y a aussi une incertitude sur l'identification des principales sources de pollution (ponctuelles et diffuses) et leur contribution aux problèmes de qualité de l'eau (contribution de l'agriculture et de ses pratiques, utilisation des pesticides dans les jardins

familiaux, maintenance et curage des fossés, désherbage des voies ferrées...). Il y a incertitude liée à l'identification des mesures proposées par la science et les acteurs pour résoudre le problème de qualité de l'eau (efficacité de mesures mises en place à une échelle plus large que celle à laquelle elles ont été testées, etc.), enfin il y a une incertitude sur le meilleur endroit pour mettre en place ces mesures étant donné que les zones identifiées par leur pression de pollution peuvent ne pas être l'emplacement optimum pour leur mise en œuvre. Et évidemment, il y a l'incertitude relative aux sorties des modèles à la fois pour l'évaluation de l'efficacité et des coûts des mesures (incertitude sur les données utilisées, sur le processus de calibration avec un nombre limité d'analyses, la validation).

2.4.1 Incertitude entourant les objectifs et paramètres environnementaux

Le manque de connaissances et d'évidence empiriques sont une part des difficultés rencontrées dans le processus de négociation entourant la formulation d'objectifs concrets pour les politiques de l'eau, incluant des indicateurs et des valeurs seuils (Brouwer 2008). La limite standard pour l'eau potable est de $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ pour une molécule et de $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ pour la concentration totale en pesticides. Cependant, les connaissances sur l'effet de concentrations plus faibles sur la santé humaine sont très fragmentaires.

2.4.2 Incertitude entourant les sources de pollutions agricoles

Les pollutions agricoles entrent dans les masses d'eau superficielles par des voies différentes et une identification exhaustive de toutes les sources possibles de pollution n'est pas une tâche aisée. Doivent d'abord être identifiées les sources ponctuelles et les sources diffuses, puis doit être considérée la contribution de ces sources à la pollution de l'eau. Les sources de pollutions ponctuelles concernent la manipulation des pesticides (remplissage, nettoyage des cuves, gestion des restes de produits) alors que les sources diffuses concernent plutôt leur application et leur implication dans des facteurs environnementaux naturels (lessivage, dispersion, etc.). Peu d'études sont disponibles sur les cas où les sources de pollution diffuses et ponctuelles sont clairement séparées. A partir de la littérature, il est estimé que les sources ponctuelles peuvent contribuer jusqu'à 50% de la pollution des eaux de surface par les pesticides (Bach et al, 2005; Franck et al, 1982; Muller et al, 2002; Leu et al, 2004; Aubertot et al, 2005). Habituellement n'est considérée que la pollution diffuse. Par ailleurs les pratiques moyennes ne prennent pas en compte les usages excessifs de pesticides.

2.4.3 Incertitude entourant l'efficacité et le coût des mesures

Une analyse de sensibilité doit généralement être réalisée lors de l'utilisation des modèles. Pour le modèle SWAT l'analyse de sensibilité s'applique aux paramètres sélectionnés et aux différentes pratiques culturales (Ulrich, A. and M. Volk ; 2009). Le classement des méthodes existantes d'analyse de sensibilité se réfèrent à la manière dont les paramètres sont traités (Saltelli and al. 2000). Les techniques locales se concentrent sur l'estimation de l'impact local d'un paramètre sur la sortie du modèle alors que les techniques globales analysent simultanément l'ensemble des paramètres (van Griensven, A., T. Meixner, and al. (2006). Ces auteurs proposent une stratégie d'échantillonnage permettant une analyse

de sensibilité globale avec seulement un nombre réduit de simulations surmontant ainsi le problème de la trop grande paramétrisation des modèles distribués tels que SWAT. Ils en concluent que les paramètres hydrologiques sont dominants pour contrôler des simulations concernant la qualité des eaux et qu'une analyse de sensibilité doit être réalisée pour chaque bassin étudié.

Pour la modélisation bioéconomique également, l'incertitude et les marges d'erreur dans l'estimation des coûts doivent être considérées. Il est probable d'être incertain sur les valeurs courantes de paramètres tels que les prix, les coûts de production ou le niveau technique des exploitations pour lesquelles nous cherchons à calculer les coûts d'implémentation des mesures et il y a une plus grande incertitude encore sur leurs valeurs futures. Il convient aussi de porter attention à la formulation de la fonction objectif (minimisation du risque plutôt que la maximisation du profit) et aux valeurs obtenues pour des stratégies sous optimales. Dans cette étude et du fait que les coûts sont utilisés en comparaison, et non pas pour leurs valeurs absolues, nous pouvons faire l'hypothèse que les erreurs sur les données d'entrée affectent les évaluations des coûts de manière similaire pour les différentes mesures.

2.4.4 Incertitude entourant les indicateurs Coût-Efficacité

Des questions se posent aussi sur l'utilisation d'un indicateur CE et sur son niveau de confiance. Les évaluations environnementales et économiques conduisent à un intervalle de valeurs. Un intervalle de valeurs pour les ratios CE peut, dès lors être obtenu en divisant les valeurs les plus faibles obtenues pour les coûts par les plus grandes valeurs d'efficacité et les valeurs les plus élevées pour les coûts par les valeurs les plus basses pour l'efficacité. De cette façon, il est possible d'identifier les mesures qui diffèrent clairement des autres en ce qui concerne leur Coût et Efficacité et de fournir ainsi un support à une discussion rationnelle entre acteurs.

3. Application du cadre d'analyse Cout-Efficacité

Le cadre présenté ci-dessus pour l'ACE est appliqué dans le Sud Ouest de la France, dans la région des Coteaux de Gascogne sur la partie amont et gersoise du bassin du Gers (GA), lui-même sous bassin de la Garonne (fig 3). Le paysage de collines de cette région est parcouru du Sud au Nord par un ensemble de rivières et cours d'eau, qui en raison de leur structure morphologique, ont des surfaces de bassin versants très réduites. Les processus hydrologiques sont caractérisés ainsi par des transferts d'eau superficiels alimentés par des nappes de surface à capacité limitée. Il en résulte que les flux d'eau ne seraient pas possibles toute l'année dans les conditions normales sans l'existence d'un canal d'alimentation, le canal de la Neste alimenté par des barrages dans les Pyrénées et apportant l'eau à l'amont de plusieurs de ces petites rivières dont le Gers. Ce canal permet à ce système appelé rivières de Gascogne (RG) d'assurer une disponibilité en eau à la fois pour des raisons agricoles et pour l'alimentation en eau potable des villes et communes. Un débit minimum de $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ est maintenu dans les rivières au point d'entrée dans la Garonne pour assurer une dilution suffisante des effluents. Les RG qui couvrent une superficie de 800000 ha principalement dédiés à l'agriculture ont été un des bassins pilote pendant la période 2005-2006 pour l'évaluation de la Directive Cadre Eau. La pollution par les nitrates et pesticides y est un souci majeur et 39% des eaux de surface présentent le risque de ne pas atteindre le statut de bon état écologique pour 2015. Par ailleurs, 65% des contrôles de qualité de l'eau potable présentent des concentrations en pesticides supérieures aux normes de $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ (une molécule) et $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ (ensemble des molécules). Réduire les pollutions par les pesticides est devenu ainsi une urgence sur la zone étudiée où les acteurs ont été depuis plusieurs années mobilisés pour faire face à la dégradation de la qualité des eaux. La partie amont gersoise représente une surface de 33500 ha dont 123000 ha sont classés en zones prioritaires pour les pesticides. Les différents types de sols rencontrés sont des alluvions et colluvions avec des sols plus ou moins profonds, limoneux, argileux, argilo-calcaires et des rendzines. Les principales cultures qu'on y retrouve sont le maïs irrigué et en sec, le maïs ensilage, le blé tendre et dur, le tournesol et dans une moindre mesure le sorgho, l'orge et le colza. Les vaches allaitantes avec vente des veaux à 6 mois représentent l'essentiel des élevages pour lesquels le pâturage assure environ 50% de l'alimentation. Les scénarios évalués dans cette étude avec les mesures associées sont présentés dans le tableau 1.

3.1 Mesures Agri-Environnementales

Dans le cadre de la politique de développement rural, les schémas agri-environnementaux ont été introduits dans la politique agricole européenne comme un instrument visant à supporter certaines pratiques respectueuses de l'environnement. Les mesures agri-environnementales du programme national de développement rural sont ainsi un élément clé des moyens qui prioritairement pourraient aider à atteindre les objectifs de la DCE. D'autres mesures cependant sont possibles telles que proposées par les acteurs dans le cadre de plans d'action De plus, au travers de la Directive Nitrate, la Commission

Européenne a proposé une série d'autres mesures spécifiques destinées à limiter les pollutions azotées agricoles. Ces mesures considérées initialement pour le nitrate peuvent être susceptibles d'avoir un effet sur la réduction des concentrations en pesticides. Concernant plus spécifiquement les pesticides, la Commission Européenne a proposé une stratégie thématique pour répondre aux menaces posées par l'utilisation des pesticides sur la santé humaine et l'environnement et pour en assurer un meilleur usage. A été revu également en 1991 la Directive concernant la mise sur le marché des pesticides entraînant un retrait de plusieurs matières actives. Cependant à ce jour, les politiques européennes et la législation sur les pesticides ne portent pas sur la phase d'utilisation de ces produits. La nouvelle directive cadre proposée devrait rendre obligatoire l'établissement de plans d'action nationaux et l'adoption d'une protection phytosanitaire intégrée à l'échéance 2014.

3.2 Compensation monétaire pour l'implémentation de mesures

Les exploitants qui s'engagent pour une période de 5 ans minimum à adopter des pratiques agri-environnementales reçoivent en retour des paiements destinés à dédommager les coûts additionnels et la perte de revenu qui pourraient résulter de leur mise en place.

Le calcul administratif des compensations monétaires est essentiellement basé sur des considérations budgétaires et ces compensations ont toujours une valeur constante par hectare. Bien que reconnaissant la valeur de l'analyse budgétaire et des budgets partiels, l'analyse au niveau global de l'exploitation est nécessaire pour l'évaluation des coûts. En effet, de nombreuses pratiques qui semblent rentables à partir d'une simple analyse peuvent s'avérer être moins attractives quand elles sont analysées en tant que partie du système complet de l'exploitation (Dillon M. F., 1991). Il est admis que l'approche budgétaire peut sembler mieux refléter la réalité et avoir un rôle important dans les décisions des agriculteurs analysant une gamme de pratiques avec ou sans mesures. Le principal désavantage est que les budgets peuvent ne pas refléter des décisions efficaces dans une perspective économique. La considération d'un nombre limité de budgets peut restreindre de manière irréaliste les possibilités de substitution. Aussi, on peut s'attendre à ce que l'optimisation économique présentée au §2 soit mieux à même de relever les substitutions les plus favorables entre revenu de l'exploitation et qualité de l'eau que les techniques budgétaires.

3.3 Evaluation de l'efficacité

L'évaluation de l'efficacité est réalisée avec le modèle SWAT. La comparaison de l'efficacité est réalisée en termes de réductions relatives des concentrations en pesticides (principaux herbicides et fongicides utilisés sur céréales, maïs et tournesol à l'intérieur du bassin) après mise en place d'une mesure. Son efficacité sur la réduction des pesticides dans les exutoires est évaluée quand les mesures sont appliquées sur l'ensemble du bassin versant Gers Amont puis sur cette partie, seulement sur les zones prioritaires définies par leur vulnérabilité. ArcSWAT (System Information Géographique ArcView version 3.2 interfacé avec SWAT version 2005) est utilisé pour développer les fichiers d'entrées SWAT. Le tableau 2 donne une vue d'ensemble des différentes données d'entrée utilisées pour la modélisation.

3.3.1 Identification et classification des rotations au niveau communal

La première étape a été une identification des pratiques et rotations sur le bassin-versant à partir de l'information régionale disponible. Ces données ont ensuite été validées par expertise locale et enquêtes sur le bassin versant GA. Un seul itinéraire technique est affecté à une culture et prend en compte les cultures précédentes et suivantes lors du passage à la rotation.

La deuxième étape a été de simplifier l'occupation du sol en identifiant des communes homogènes en termes d'utilisation du sol et de pratiques. Nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales pour l'ensemble des sous bassins des RG afin de trouver la structure des relations entre cultures qui a ensuite été affinée au niveau communal à l'aide des données du RA 2000. Par Classification Ascendante Hiérarchique, nous obtenons 11 classes de rotation type (fig 4) affectées aux surfaces agricoles des différentes communes. Une commune ne peut ainsi avoir qu'une et une seule rotation sur son territoire.

Pour l'usage des pesticides sur le bassin GA, ont été identifiées les matières actives utilisées ainsi que leur période d'application. Les matières actives les plus fréquemment utilisées sont choisies pour les pratiques standard et la dose moyenne d'application retenue. Nous les avons d'abord classé les différentes matières actives en trois catégories définies par leur propriétés physico-chimiques (Koc, DT50, solubilité). Les agriculteurs appliquant souvent un mélange de matières actives, nous avons simplifié la modélisation en regroupant les matières actives selon ces catégories. Nous avons ainsi constitué une « matière active moyenne » et pris comme dose d'application la moyenne des doses pondérées par la fréquence d'application de chaque matière active.

3.3.2 Modifications apportées au modèle SWAT

Avant calibration et validation du modèle SWAT, une analyse de sensibilité manuelle a été réalisée par une méthode similaire à celle proposée par Ulrich et al (2009). Les paramètres les plus sensibles CN2, USLE-P et Filter ont été calibrés par comparaison avec les données de mesures réalisées sur le bassin versant et les rendements régionaux des cultures. Pour les pollutions ponctuelles, nous avons suivi les recommandations données par V. Gevaert (Veerle Gevaert and al, 2008). Plusieurs changements dans les équations déterminant le transfert dans les bandes environnementales (fonction FILTERW) ont ainsi été réalisés dans le code source de SWAT. Nous avons pris en compte l'application des herbicides sur les zones imperméabilisées dont les zones urbanisées. Une attention particulière est portée à la mise en place d'un estimateur pour les pertes ponctuelles telles que le nettoyage des équipements et à l'amélioration de la représentation des processus physiques dans les bandes enherbées (tableau 3).

3.3.3 Résultats

Le tableau 4 résume les résultats de simulations obtenus pour les différents scénarios. Ceux-ci démontrent que pour les conditions dominantes sur le bassin GA, les pertes de pesticides peuvent être réduites de manière significative en implantant certaines mesures. Pour une mesure donnée, l'efficacité varie néanmoins largement entre les différents sous-bassins à l'intérieur du bassin GA (fig 6, 7 et 8). Un autre point à mettre en évidence est le délai entre cause et effet, entre la réponse au niveau des

concentrations à l'exutoire du bassin ou des sous bassins et à la mise en place de la mesure. A première vue, les mesures les plus coût-efficaces sont l'installation des bandes enherbées et l'abandon du désherbage chimique au profit du désherbage mécanique. Pour cette dernière mesure, l'effet est plus marqué lorsque la mesure est appliquée sur l'ensemble du bassin GA. L'abandon du désherbage chimique pourrait ainsi avoir un effet immédiat sur les concentrations en pesticides. Une des explications à ces résultats pourrait être que les molécules détectées aux plus hautes concentrations sont principalement des herbicides ou leurs métabolites. D'un autre côté, nous pouvons noter l'inefficacité relative d'autres mesures impliquant des changements de pratiques telles que l'utilisation des cultures pièges sur les sols laissés nus en hiver ou le changement des systèmes de rotation. Ces mesures implémentées sur la zone GA ne suffiraient pas à réduire les concentrations en pesticides dans les cours d'eau. Les résultats sont conformes à la réalité observée sur des zones du bassin-versant où ces mesures sont déjà appliquées, sans qu'aucun changement dans les niveaux de concentration en pesticides dans les analyses d'eau n'ait été observé. Les meilleurs résultats (plus haute réduction) pourraient être atteints par l'installation de bandes enherbées le long des cours d'eau. Ces mesures ont en effet un niveau de réduction significatif sur la réduction des concentrations en pesticides dans les cours d'eau, qu'elles soient appliquées sur l'ensemble de la zone GA, ou seulement sur les zones prioritaires. Nous avons déjà indiqué néanmoins que la simulation des impacts des zones longeant les cours d'eau sur la qualité de l'eau est représentée par une simple fonction dans SWAT qui demande à être améliorée. Par ailleurs le scénario 1.3 où les bandes enherbées (2*10m) sont implémentées sur le réseau hydrographique étendu implique dans certains cas, que les bandes enherbées puissent être implantées au milieu des parcelles conduisant de fait à des parcelles plus petites. En dehors des coûts supplémentaires, une telle modification de l'occupation du sol pourrait être difficile à faire accepter aux exploitants.

3.4 Evaluation des coûts

L'évaluation des coûts est réalisée en modélisant les activités agricoles au niveau de la commune contenant en général un petit nombre d'exploitations agricoles (moyenne de 18 exploitations par commune). La transition de l'exploitation à la commune puis à l'analyse au niveau du sous bassin est réalisée en agrégeant les ressources des communes et en modélisant les variables agrégées comme une simple méga-exploitation (cf. § 2.2).

3.4.1 Données économiques

Pour la construction de la matrice des coefficients techniques, nous avons utilisé les données de références économiques régionales sur les cultures (Références technico-économiques en systèmes de grandes cultures; 2006) et l'élevage (Chambres d'agriculture de Midi-Pyrénées, Institut de l'élevage; 2006), d'enquêtes (Centre de Gestion Conseil Gascogne Adour; 2005) et d'expertise sur le bassin versant. Une seule rotation type (en accord avec la modélisation hydrologique) est affectée à une commune. Les ratios entre entrées et sorties sont supposés constants ainsi que les prix pour lesquels c'est la valeur moyenne de l'année de référence qui est utilisée.

Les mesures agri-environnementales sont introduites dans le modèle bio-économique, soit comme nouvelles activités (bandes enherbées, prairies), soit par une modification des paramètres relatifs aux pratiques culturales (tableau 5). En raison du manque de données sur les achats d'aliments du bétail, l'alimentation dépend exclusivement des prairies naturelles, du foin et du maïs cultivé sur le bassin versant GA. Cette contrainte conduit, lors de la modélisation, à une sous-estimation du cheptel par rapport à la moyenne communale du RA2000. Lors de la mise en place des zones enherbées, nous avons considérée que l'herbe produite peut être uniquement commercialisée au prix du marché, étant donné que leur implantation n'est pas limitée aux communes avec élevage.

3.4.2 Résultats

Pour une mesure donnée, les coûts marginaux et totaux calculés varient largement entre les communes étant donné d'une part que les changements sont appliqués sur différentes cultures et rotations (cf. fig. 11, 12 et 13) et d'autre part sur des surfaces différentes.

Les coûts marginaux peuvent en effet différer largement entre les systèmes de culture et expliquer en partie les résultats obtenus. Ainsi par exemple, la mesure longue rotation appliquée sur des communes de monoculture de maïs sera mise en place à des coûts bien plus élevés que sur des communes ayant des systèmes de culture déjà plus diversifiés où la même mesure peut être adoptée à des coûts très bas voire même sans coûts supplémentaires (tableaux 6 et 7). A l'opposé, le passage du désherbage chimique au désherbage mécanique est bien plus coûteux quand il est appliqué sur tout GA étant donné qu'il concerne principalement les cultures annuelles. Les coûts marginaux dépendent dans tous les cas de la surface concernée par la mesure ; la formalisation du modèle conduisant par ailleurs, pour les coûts, à une fonction affine par paliers (fig.9). Ces coûts varient seulement légèrement quand les mesures sont appliquées sur l'ensemble du GA ou uniquement sur les zones prioritaires. Une explication probable pourrait venir de la distribution régulière des zones prioritaires chevauchant des communes avec différents systèmes de culture (cultures et rotation). Carpentier et al (1998) avaient déjà conclu par une analyse de sensibilité de certains attributs spatiaux que la considération de la variabilité spatiale parmi les exploitations était nécessaire pour déterminer proprement les coûts de réduction de la pollution azotée.

Les coûts totaux sont calculés par intégration des coûts marginaux pour un niveau croissant de surface implémentée avec les mesures jusqu'à l'ensemble de la surface concernée (cf. fig. 5).

Quand on compare les coûts totaux entre mesures, nous notons que certaines mesures telles que les bandes enherbées où les cultures intermédiaires sont relativement peu coûteuses à mettre en place. Par ailleurs les coûts totaux sont calculés en faisant l'hypothèse que la mesure est appliquée sur l'ensemble de la surface où elle peut être mise en place. Les modèles proposés permettent cependant de calculer pour différents niveaux de surface d'installation, et les coûts totaux et l'efficacité d'une mesure. La question se pose alors de savoir d'une part où appliquer une mesure pour un coût minimum et une efficacité maximale, et d'autre part quel est le niveau minimum de surface à mettre en place pour atteindre les objectifs de réduction des pesticides.

Plusieurs travaux ont démontré que le ciblage permet d'améliorer l'efficacité du contrôle des pollutions diffuses en se focalisant sur des zones critiques (Dickinson et al, 1990). D'autres travaux ont cherché à optimiser le placement de mesures agri-environnementales ou des changements d'utilisation du sol pour réduire la pollution des eaux (Braden, J. B.1989, Meyer et al, 2008) en utilisant des modèles d'optimisation multi-objectifs. Les développements actuels utilisent des heuristiques d'optimisation pour un placement coût effectif optimal des mesures dans le but de contrôler les pollutions au niveau du bassin-versant (Tamie, L et al 2003).

3.5 Analyse Coût Efficacité

Quand on analyse les coûts des mesures relativement à leur efficacité, nous pouvons mettre en évidence que les ratios Coût-Efficacité dépendent fortement de l'endroit où une mesure est mise en place. En effet, de même que les coûts varient entre communes en raison de la distribution des systèmes de cultures, de même, l'efficacité varie aussi largement entre sous-bassins, en raison des propriétés spatialement variables du bassin-versant (topographie et sols déterminant les processus d'écoulement et les potentialités de production), les activités variables (cultures et pratiques) relatives aux systèmes de culture.

En cartographiant les coûts et l'efficacité au niveau du sous bassin, on peut ainsi mettre en évidence les zones où la mise en place des mesures aura le meilleur ratio coût efficace.

En additionnant les coûts totaux par sous bassin, on peut calculer les coûts totaux des mesures pour l'ensemble du bassin GA et les comparer à leur efficacité (fig. 9). Il est alors possible de faire ressortir les mesures les plus cout-efficaces. Les bandes enherbées s'avèrent être ainsi les «meilleures» mesures. Le scénario 5 (passage du désherbage chimique au désherbage mécanique) sur les zones prioritaires peut être aussi considéré comme une bonne mesure coût-efficace.

Nous avons déjà mentionné que l'incertitude sur les résultats des modèles peut être en partie surmontée si les ratios Coût Efficace sont utilisés en comparaison. Il convient néanmoins d'être très prudent dans le cas où les sorties des modèles sont utilisés pour définir l'acceptabilité des mesures, et il est improbable que les différences entre alternatives puissent suffire à prévoir les probables choix des agriculteurs. D'autres considérations telles que par exemple la structure des exploitations ou la mécanisation, peuvent jouer un rôle plus important dans le choix des mesures que le niveau de compensation. Les exploitations ayant ainsi des terres sur les versants des collines peuvent ne pas adhérer aux mesures d'abandon du désherbage chimique au profit du désherbage mécanique. Plusieurs de ces terres implantées anciennement en prairies dans le passé sont passées progressivement aux cultures annuelles. Même si elles n'y sont pas totalement adaptées, il semble difficile à ces exploitations de remettre en prairies ces parcelles et de revenir à des systèmes de polyculture élevage qu'elles ont abandonné. On peut néanmoins augurer que la plupart des mesures, si elles sont définies et discutées collectivement par les acteurs, peuvent supposées être plus facilement acceptées en dépit de particularités locales.

4. Discussion - Avantages et Limites de l'approche

L'approche CE proposée ici peut aider à indiquer l'allocation optimale des différentes possibilités de mise en place des mesures, de façon à ce que les concentrations en pesticides souhaitées au niveau régional et sous régional, soient obtenues aux coûts minimum.

L'ACE reste un outil simple et efficace pour comparer différentes mesures ayant un objectif identique. Elle peut être un moyen éducatif et de communication résumant les résultats de modélisation par l'utilisation d'un indicateur simple et quantifiable tel que le ratio Coût Efficacité. Sa variabilité spatiale peut être cartographiée et, en visualisant les opportunités aider ainsi les approches participatives avec les acteurs.

Cette approche a cependant ses limites : l'ACE se focalise sur le principal résultat direct de la mesure pour laquelle sont faits l'évaluation de son efficacité et de son coût. L'utilisation de l'ACE peut s'avérer ainsi non pertinente ou même contre-productive quand les mesures sont susceptibles de générer d'autres résultats secondaires ou indirects qui ne sont pas pris en compte. Si nous considérons par exemple la réduction des pollutions, à la fois pour les pesticides et le nitrate, l'utilisation d'un ratio CE s'avère mal adaptée, une mesure pouvant avoir des effets inverses pour ces deux objectifs. De même pour la mesure concernant l'abandon du désherbage chimique. Ses effets favorables pour réduire les concentrations en pesticides peuvent être totalement inverses pour l'érosion et accroître la présence de matières en suspension dans les cours d'eau, problème qui est aussi largement rencontré dans la zone de RG. De plus, les effets quantitatifs et qualitatifs sont difficiles à prendre en compte simultanément aussi si l'ACE donne la possibilité d'évaluer l'efficacité d'une mesure, elle ne peut servir à en évaluer sa pertinence. Ainsi, l'utilisation des méthodes multi-critères peut apporter un complément d'aide pour la décision en intégrant d'autres effets quantifiables.

Concernant le modèle bio-économique développé, les nouvelles spécifications de la traditionnelle programmation linéaire comme la Programmation Mathématique Positive (PMP) (Hovitt R.E. 1995; Paris Q. 1995, Arriaza, 2003) devraient aider à surmonter les problèmes de calibration et permettre d'incorporer des paramètres non linéaires (rendements et coûts par culture) dans la fonction objectif. Des développements ultérieurs de la méthodologie utilisée ici pour l'ACE nécessiteront probablement d'utiliser la PMP lors de l'évaluation des coûts.

5. Conclusion

Le cadre présenté ici devrait être utile à l'analyse de politiques de restauration de la qualité des eaux en zones rurales, permettant de mettre en lumière le problème d'allocation des ressources dans la gestion des eaux d'un bassin versant. L'objectif est bien toujours de trouver les changements de pratiques et cultures qui contribueront le plus à atteindre les objectifs et ceci aux coûts minima.

Nous pensons que cette approche pourrait se substituer utilement aux démarches plus classiques à base d'indicateurs de pression, en permettant d'intégrer la dynamique des agro-hydro systèmes (changement global, évolution des politiques publiques et la demande sociétale).

Une telle approche peut servir utilement les Agences de bassin à mieux gérer la mise en place des mesures et le niveau de compensation à attribuer aux exploitations. Ensuite, lors du choix entre mesures, l'approche Coût-Efficacité est en mesure d'aider les politiques à considérer les substitutions entre coûts et effets environnementaux, étant donné que les meilleurs effets environnementaux peuvent conduire aussi à des coûts très importants.

La question se pose in fine sur la fiabilité des sorties de modèles et leur incertitude. Néanmoins, donner un intervalle aux ratios CE devrait donner la possibilité de classer et identifier les mesures les plus pertinentes. La participation des acteurs dans le processus de proposition et de délibération concernant le choix de ces mesures apparaît néanmoins comme une condition préliminaire pour leur acceptabilité.

Remerciements

Une partie du travail présenté ici a été développée pendant le projet Concert'eau. Ce projet financé par le programme Européen Life Environnement et l'agence de l'eau Adour Garonne avait pour objectif d'établir une Plate Forme Collaborative comme outil d'aide à la décision pour les acteurs de l'eau et de l'agriculture dans le choix des scénarios de changement de pratiques agricoles et l'introduction de mesures de réduction des pressions par les pesticides.

References

Arnold and Fohrer, 2005 J.G. Arnold and N. Fohrer, *SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling*, *Hydrol. Process.* 19 (2005), pp. 563–572.

Arriaza, M. and J. A. Gomez-Limon (2003). "Comparative performance of selected mathematical programming models." *Agricultural Systems* 77(2): 155-171.

Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective*, INRA et Cemagref (France).

Bach M., Röpke B., Frede H-G. 2005. *Pesticides in rivers – Assessment of source apportionment in the context of WFD*. *European Water Management Online*. EWA, 14p

Bingham, G., R. Bishop, et al. (1995). "Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making." *Ecological Economics* 14(2): 73-90.

Braden, John B., Gary V. Johnson, Aziz Bouzaher, and David Miltz. 1989. *Optimal spatial management of agricultural pollution*. *American Journal of Agricultural Economics* 71(2): 404-413.

Brouwer, R. and C. De Blois (2008). "Integrated modeling of risk and uncertainty underlying the cost and effectiveness of water quality measures." *Environmental Modeling & Software* 23(7): 922-937.

Brown, 2004 J.D. Brown, *Knowledge, uncertainty and physical geography: towards the development of methodologies for questioning belief*, *Transactions of the Institute of British Geographers* 29 (2004), pp. 367–381.

Buysse et al., 2007 J. Buysse, G. van Huylenbroeck and L. Lauwers, *Normative, positive and econometric mathematical programming as tools for incorporation of multifunctionality in agricultural policy modelling*, *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 120 (1) (2007), pp. 70–81.

Carpentier C.L., Bosch D.J. and Batie S.S., *Using spatial information to reduce costs of controlling Agricultural Non Point Source Pollution*; *Agricultural and Resource Economics Review*, 1998, vol. 27, issue 1

Centre de Gestion Conseil Gascogne Adour, *Référentiel 2004 et Observatoire économique des exploitations agricoles du Gers*. 2005. p. 12.

Chambres d'agriculture de Midi-Pyrénées, Institut de l'élevage; *Les systèmes de production bovins viande en Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon*, Novembre 2006, 13 fiches.

Dickinson, W. T., R. P. Rudra, et al. (1990). Targeting remedial measures to control nonpoint source pollution. *Journal of the American Water Resources Association* 26(3): 499-507.

Day, R. H. (1963). On aggregating linear programming models of production. *Journal of Farm Economics* 45: 797-813.

Dillon M. Feuz, and Melvin D. Skold (1991). Typical farm Theory in Agricultural Research. *Journal of Sustainable Agriculture* 2:43-58.

EC, 2000 EC, 2000. European Parliament and the Council of the European Union. Directive 2000/60/EC establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, pp. 1-72.

Feichtinger, F., Strauss, P., Lescot, J.-M., Kaljonen, M., Hofmacher, G.; 2008; Integrated assessment of groundwater protection using Agricultural Best Management Practices - A nitrogen case study; *Die Bodenkultur; Journal for Land Management, Food and Environment; Volume 59, Issue 1-4, 2008, Pages 149-164*

Frank R., Braun H., van Hove Holdrinet M., Sirons G., Ripley B., 1982. Agricultural and water quality in the Canadian great lakes basin: V Pesticide use in 11 agricultural watersheds and presence in stream water 1975-1977. *J. Environ. Qua*, 11, 497-505.

European Commission, Agri-environment Measures, Overview on general principles, types of measures and application; Directorate General for Agriculture and Rural Development, Unit G-4 - Evaluation of Measures applied to Agriculture, Studies; March 2005

van Griensven, A., T. Meixner, et al. (2006). "A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models." *Journal of Hydrology* 324(1-4): 10-23.

Hazell, P. B., and R. D. Norton (1986) *Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture*, Mac Millan Publishing Compagny - New York.

Hovitt R.E. (1995) Positive mathematical programming, *American Journal of Agricultural Economics* 77, pp329-342.

Lee Linda K. (1998) Groundwater Quality and farm Income: What Have we learned? *Review of Agricultural Economics*, Volume 20, Number 1:168-185.

Leu C., Singer H., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., 2004. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 3827-3834.

Meyer B. C., Lescot J.-M., Laplana R.; 2008; Framework to solve land use pattern distribution problems – A comparison of two approaches in the perspective of water resource and habitat functions for rural areas; *Environmental Management: Volume 43, Issue 2 (2009), pages 264-281.*

Müller, K., Bach, M., Hartmann, H., Spitteller, M., Frede, G. 2002. Point- and nonpoint- source pesticide contamination in the Zwesten Ohm catchment, Germany. *J. Environ. Qual.*, 31, 309-318.

Neitsch, et al. (2001). *Soil and Water Assessment Tool User's Manual, Version 2000.*

O'Callaghan, J.R. (1996) *Land Use, the interaction of economics, ecology and hydrology*, Chapman and Hall, London.

Paris Q., Arfini F. (1995). A positive mathematical programming model for regional analysis of agricultural policies. *Proceedings of the 40th Seminar of the European Association of Agricultural Economists*. Ancona, Italy, pp. 17-35.

Pearce D.W. ; Atkinson G. ; Mourato S. (2007) *Analyse coûts-bénéfices et environnement: Développements récents*. OECD Publishing, Paris.

Références technico-économiques en systèmes de grandes cultures; Résultats 2005; *Chambre d'Agriculture Midi-Pyrénées, Conseil Régional Midi-Pyrénées;* Décembre 2006.

Rosenthal R.E., 1998. *GAMS user's guide*. GAMS Development Corporation, 1217 Potomac Street, N.W., Washington, DC 20007, USA. <http://www.gams.com/>

Tamie, L. V., W. Mary Leigh, et al. (2003). Optimization procedure for Cost Effective BMP placement at a watershed scale. *Journal of the American Water Resources Association* 39(6): 1331-1343.

Turpin, N. ; Bordenave, P. ; Oehler, F. ; Bioteau, T. ; Coût-efficacité de pratiques respectueuses de l'environnement : une modélisation couplée pour représenter les conséquences, sur un territoire, de l'adoption de pratiques visant à limiter les pollutions par l'azote ; *Ingénieries - E A T*, n° 51, p. 3-17, 2007

Ullrich, A. and M. Volk (2009). "Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity." *Agricultural Water Management* 96(8): 1207-1217

Veerle Gevaert, Ann van Griensven, Katrijn Holvoet, Piet Seuntjens, Peter A. Vanrolleghem (2008). *SWAT developments and recommendations for modeling agricultural pesticide mitigation measures in river basins; Hydrological Sciences Journal-Journal des Sciences Hydrologiques; Special issue: Advances in Eco-hydrological Modeling with SWAT; Volume: 53 (5): 1075-1089.*