

Synthèse des approches méthodologiques utilisées pour l'évaluation économique des meilleures pratiques à l'échelle des exploitations agricoles

Rapport final

**Présenté au
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du
Québec**

Par
Lota Dabio Tamini, Ph. D.



Mars 2008

Tables des matières

Liste des tableaux	ii
Liste des figures	ii
1 Introduction	1
2 Les pratiques de gestion bénéfiques et la quantification de leurs impacts physico-chimiques	3
3 Les approches de budgétisation partielle.....	8
3.1 Le principe de l'approche.....	8
3.2 Revue de littérature sur les approches de budgétisation partielle	10
3.2.1 L'étude de la mise en place de bandes riveraines	10
3.2.2 L'étude de l'installation de haies brise-vent.....	12
3.2.3 Les pratiques de conservation du sol	13
3.2.4 La gestion des fertilisants et des déjections animales.....	14
3.3 Conclusions de la revue de littérature des approches de budgétisation partielle	15
4 Les modèles de programmation mathématique	17
4.1 Le principe des modèles de programmation mathématique	17
4.2 Revue de la littérature appliquant les modèles de programmation linéaire.....	18
4.3 Conclusion à la revue de la littérature des modèles de programmation linéaire	24
5 Les approches économétriques	24
5.1 Le principe de base des approches économétriques.....	24
5.2 Revue de littérature portant sur les approches économétriques	26
6 Conclusion.....	29
7 Références bibliographiques	31
8 Annexe	37

Liste des tableaux

Tableau 1 : Description de certains scénarios* et de leurs résultats sur les émissions de flux de sédiments et de phosphore.....	4
Tableau 2 : Distribution des bénéfices associés à différentes pratiques de gestion bénéfiques....	6
Tableau 3 : Distribution des coûts associés à différentes pratiques de gestion bénéfiques	7
Tableau 4 : Éléments à considérer lors de l'évaluation d'un changement de pratiques associé à la gestion des fertilisants	15
Tableau A1: Différents éléments à prendre en compte lors de l'établissement de coûts dans les productions végétales (CECPA,2005)	37

Liste des figures

Figure 1 : Évolution de la quasi-rente selon le niveau de restriction sur les émissions d'azote (Selon Van Dyke <i>et al.</i> , 1999).....	21
Figure 2 : Coûts marginaux de réduction des sédiments en dollars par tonne (Tiré de Khanna <i>et al.</i> ,2003).....	22

LES CONSÉQUENCES ÉCONOMIQUES DE L'ADOPTION DE PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUES POUR L'ENVIRONNEMENT : REVUE DE LA LITTÉRATURE DES PRINCIPALES APPROCHES D'ÉVALUATION

(Par Lota Dabio Tamini, Ph. D.)

1 Introduction

Plusieurs études se sont intéressées à la quantification des impacts environnementaux de l'adoption par les producteurs agricoles de pratiques de gestion bénéfiques (PGB). Pour la gestion des intrants de production, le principe de base des principales approches de modélisation a souvent été de faire le bilan des différents intrants de production. Il s'est agi de déterminer la balance des quantités d'intrants appliquées, celles prélevées par les cultures et celles se retrouvant dans les produits, dans les sols ou dans l'eau souterraine et de surface. L'élément chimique le plus étudié est sans contredit le phosphore et sa présence dans les eaux de surface. Des approches de modélisation éprouvées de type SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) ou E_PIC (*Interactive Environmental Policy Integrated Climate*) ont ainsi été développées. Ces approches permettent ainsi de déterminer l'impact des changements observés sur les différents niveaux de production (VanDyke, Bosch et Pease, 1999; Moumouni., Zekri et Flichman, 2000) et/ou d'émission de substances polluantes (Beaudin *et al.*, 2006; Michaud *et al.*, 2006). Ces modèles, lorsqu'ils sont associés aux approches de GIS (*Geographical Information System*) permettent également d'avoir une idée des changements physiques des sols – dégradation et/ou restauration – qui accompagnent les pratiques de production ou le changement de pratiques de production.

L'adoption de PGB se traduit en général par une modification du niveau et de la trajectoire de la production et donc des revenus des entreprises agricoles. Il est donc important de pouvoir associer des études économiques et/ou financières aux études techniques afin d'évaluer les conséquences du changement de pratiques sur la rentabilité des entreprises agricoles. Les approches économiques utilisées sont assez éparses et les méthodologies ne sont pas toujours suffisamment précises lorsque l'on s'intéresse aux impacts sur la rentabilité des exploitations agricoles.

Le présent rapport de recherche est consacré à la réalisation d'une revue de littérature portant sur des approches utilisées pour les évaluations financières et/ou économiques des impacts découlant de changements de pratiques agricoles susceptibles d'influencer l'environnement. Il s'agit donc d'effectuer une synthèse des approches disponibles pour l'évaluation économique à l'échelle des exploitations agricoles des pratiques de gestion bénéfiques. Une revue critique des approches méthodologiques, étape préliminaire importante à l'établissement d'une méthode pertinente de l'évaluation de l'impact sur la rentabilité des entreprises agricoles des pratiques ou des technologies proposées par l'IRDA, sera donc effectuée. Cette étude s'inscrit donc dans une démarche plus globale et qui consiste à définir la méthodologie la plus réaliste possible d'évaluation des coûts économiques privés des pratiques de gestion bénéfiques.

L'approche générale utilisée a été de ne retenir que les documents décrivant et utilisant de manière adéquate les méthodologies proposées. Les publications scientifiques sont par conséquent privilégiées. Par ailleurs, le rapport ne traite pas des publications ne contenant pas d'informations économiques. Dans le traitement des documents, la priorité a été donnée aux études réalisées dans la province de Québec, puis à celles du reste du Canada, des États-Unis et enfin d'ailleurs dans le monde. La revue de littérature est effectuée selon les méthodes utilisées. Les informations chiffrées données dans ce rapport ont comme unique but de donner une idée de l'ordre de grandeur des conséquences économiques de la mise en œuvre de pratiques de gestion bénéfiques et ont un caractère essentiellement indicatif. En effet, comme le montrent Beaudin *et al.* (2006), la variabilité spatio-temporelle des impacts des pratiques de gestion bénéfiques sur les flux de sédiments et de phosphore est très importante à l'échelle d'un bassin versant. Il en sera très certainement de même pour les conséquences économiques et financières de l'adoption des PGB.

La suite de ce rapport de recherche est organisée comme suit. La section 2 fait une classification des pratiques de gestion bénéfiques telles que définies par les articles consultés. Cette section présente également certains des scénarios alternatifs de Michaud *et al.* (2006). Les sections 3, 4 et 5 présentent respectivement les approches de la budgétisation partielle, de la programmation mathématique et les approches économétriques. La dernière section est consacrée à la conclusion.

2 Les pratiques de gestion bénéfiques et la quantification de leurs impacts physico-chimiques

Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC, 2000) définit les pratiques de gestion bénéfiques en agriculture comme étant des méthodes agricoles de prévention de la pollution et de la dégradation des milieux physiques. Trois types généraux de PGB sont définis. Il s'agit de :

- i. la gestion des intrants chimiques et organiques ;
- ii. le contrôle de l'érosion et du ruissellement des eaux ;
- iii. la pratique d'écrans protecteurs et de cultures tampons afin d'éviter que les contaminants ne se rendent hors des champs.

À titre d'exemple, Michaud *et al.* (2006) évaluent l'effet de divers scénarios agroenvironnementaux sur les flux de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière aux Brochets au sud du Québec. Ces auteurs proposent 25 scénarios regroupés en (i) scénarios agroenvironnementaux de base, (ii) scénarios avec conversions aux pratiques agricoles de conservation et (iii) scénarios avec substitution de culture. Le tableau 1 décrit 3 de ces scénarios et leurs résultats sur les flux de phosphore et de sédiments.

Tableau 1 : Description de certains scénarios* et de leurs résultats sur les émissions de flux de sédiments et de phosphore.

PAAC	Scénario agroenvironnemental de base (8) ¹	Scénario avec conversion aux pratiques agricoles de conservation (14)	Scénario avec substitution de cultures (21)
Culture de couverture à la dérobée			C 10 %
Cultures sur résidus et cultures de couverture associées		A 50 %	A 45 %
Incorporation immédiate des fumiers	TOUT	TOUT	TOUT
Culture pérenne (prairie)	PI	PI	PI
Bandes riveraines	TOUT	TOUT	TOUT
Fossés – avaloirs	TOUT	TOUT	C 10 %
RÉSULTATS			
Ruissellement			
Mm (% de réduction)	182 (0 %)	176 (3 %)	175 (4 %)
Sédiments			
Kt (% de réduction)	22,5 (26 %)	17,3 (43 %)	15,0 (51 %)
P total			
T (% de réduction)	36,3 (21 %)	30,5 (34 %)	27,2 (41 %)
P soluble			
T (% de réduction)	11,3 (4 %)	10,3 (12 %)	10,3 (12 %)

* Tiré de Michaud *et al.* (2006)

C = application ciblée du PAAC sur un % de cultures annuelles; A = application aléatoire du PAAC sur un % de cultures annuelles; PI = plaines inondables; TOUT = PAAC appliquée sur la totalité de la superficie agricole (Source : Michaud *et al.*, 2006).

Au delà de l'atteinte des objectifs environnementaux, il est important de pouvoir déterminer les impacts de ces nouvelles pratiques sur la rentabilité financière des entreprises agricoles. En

¹ Le chiffre indiqué entre les parenthèses est le numéro du scénario dans les simulations de Michaud *et al.* (2006).

effet, les coûts d'abattement – de réduction – des émissions peuvent jouer un rôle important dans l'adoption ou non de PGB.^{2,3}

Selon les nouvelles pratiques adoptées, le profil des bénéfices et des coûts au niveau de la ferme et de la région est différent. Il est donc possible que, bien que socialement désirables, certaines des pratiques proposées aient un faible attrait pour les producteurs car ayant un impact négatif trop important sur la rentabilité de leurs entreprises. Stonehouse (1997), qui étudie la mise en place de pratiques de conservation en Ontario, estime que l'essentiel des bénéfices qui en sont issus sont hors - sites alors que ce sont les producteurs qui encourent les coûts. Cependant, certaines des PGB adoptées peuvent générer des revenus supérieurs aux coûts encourus. Knowler et Bradshaw (2007) citent par exemple les pratiques culturales de conservation versus les pratiques culturales conventionnelles. Knowler (2003) cite également des pratiques de conservation des sols qui entraînent des gains financiers nets aux producteurs. Selon les PGB adoptées, les types de coûts et de gains au niveau de l'entreprise agricole et/ou au niveau de la région sont très variables. Les tableaux 2 et 3 présentent la distribution de ces coûts et gains selon les 6 principales catégories de PGB retenues par Martel *et al.* (2006) et selon que ces coûts et bénéfices se retrouvent au niveau de la ferme et/ou de la région.⁴

² Plusieurs études se sont intéressées aux facteurs qui influencent l'adoption par les producteurs de pratiques de conservation. Knowler et Bradshaw (2007) qui en font une excellente revue de littérature montrent qu'il existe en général une corrélation positive entre l'impact des PGB sur les revenus et la rentabilité des entreprises et leur adoption. Cependant, certaines études signalent une corrélation négative ou un caractère non significativement différent de zéro du coefficient de corrélation. Dans ce cas, cela serait dû à l'existence de sources relativement importantes de revenus extra agricoles.

³ Ces coûts d'abattement ont donc *in fine* des implications sur le coût total des politiques agricoles et environnementales ayant pour objectif la fourniture de biens et services environnementaux.

⁴ Voir tableau 2 de Martel *et al.* (2006), p 5. Les auteurs retiennent les PGB au sens strict de *pratiques agricoles*.

Tableau 2 : Distribution des bénéfices associés à différentes pratiques de gestion bénéfiques

Éléments de bénéfices	Travail de sol (TS)	Couvert végétal (CV)	Fertilisation (F)	Protection des cultures (PC)	Élevages & effluents (EE)	Aménagement du parcellaire (AP)
Réduction des coûts à la ferme (temps de travail, machinerie, intrants...) ¹	√		√	√		
Augmentation de la fertilité des sols et de la rétention des éléments nutritifs	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊
Stabilisation des sols et protection contre l'érosion (réduction des émissions de sédiments)	◊	◊	◊	◊	◊	◊
Réduction des contaminations des eaux de surface et des eaux souterraines	◊	◊	◊	◊	◊	◊
Régulation des flux hydriques	◊	◊	◊	◊	◊	◊
Recharge des aquifères (résultant d'un meilleure infiltration des eaux)	◊	◊	◊	◊	◊	◊
Réduction de la pollution de l'air	◊	◊	◊	◊	◊	◊
Réduction des émissions de CO ₂	◊		◊		◊	◊
Conservation de la biodiversité	◊	◊		◊	◊	◊

TS : Rotation des cultures, implantation de cultures de couverture, de cultures intercalaires ou d'engrais verts; **CV** : Rotation des cultures, implantation de cultures de couverture, de cultures intercalaires ou d'engrais verts; **F** : Optimisation de la fertilisation minérale ou organique; **PC** : lutte intégrée contre les plantes nuisibles, les insectes et les maladies; **EE** : gestion raisonnée de l'alimentation, aménagement des pâturages, amélioration des infrastructures, entreposage et traitement des effluents d'élevage; **AP** : mise en place de bandes riveraines, d'avaloirs, de voies d'eau engazonnées, de marais filtrants ou de bassins de sédimentation, plantation de haies brise-vent. √ = coût ou bénéfice au niveau de la ferme; ◊ = coût ou bénéfice au niveau régional/provincial.

¹ CECPA (2004) et AAEA (2000) présentent les principaux postes dont il faut tenir compte lors de l'étude des coûts et des revenus des entreprises agricoles. Ces détails sont fournis au tableau A1 de l'annexe.

Tableau 3 : Distribution des coûts associés à différentes pratiques de gestion bénéfiques

Éléments de coûts	Travail de sol (TS)	Couvert végétal (CV)	Fertilisation (F)	Protection des cultures (PC)	Élevages & effluents (EE)	Aménagement du parcellaire (AP)
Coûts d'opportunité					√	√
Augmentation des coûts à la ferme (temps de travail, machinerie, intrants...)		√		√	√	
Acquisition d'équipements spécialisés ou nouveaux	√	√	√		√	√
Risques de nouvelles infestations (court terme) dues au changement de pratiques	√	√	√	√	√	
Acquisition de nouvelles connaissances	√	√	√	√	√	√
Application d'herbicides additionnels	√, ◊	√, ◊				√, ◊
Incertitude perçue ou réelle	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊	√, ◊
Développement de programmes de sensibilisation, d'information et de vulgarisation	◊	◊	◊	◊	◊	◊

TS : Rotation des cultures, implantation de cultures de couverture, de cultures intercalaires ou d'engrais verts; **CV** : Rotation des cultures, implantation de cultures de couverture, de cultures intercalaires ou d'engrais verts; **F** : Optimisation de la fertilisation minérale ou organique; **PC** : lutte intégrée contre les plantes nuisibles, les insectes et les maladies; **EE** : gestion raisonnée de l'alimentation, aménagement des pâturages, amélioration des infrastructures, entreposage et traitement des effluents d'élevage; **AP** : mise en place de bandes riveraines, d'avaloirs, de voies d'eau engazonnées, de marais filtrants ou de bassins de sédimentation, plantation de haies brise-vent. √ = coût ou bénéfice au niveau de la ferme; ◊ = coût ou bénéfice au niveau régional/provincial.

En plus de ces différences de coûts et bénéfices attendus de l'adoption de ces différentes PGB (tableaux 2 et 3), deux des conclusions de Beaudin *et al.* (2006) et de Michaud *et al.* (2006) devraient également avoir un impact sur le choix de leur méthodologie d'évaluation. La première de ces conclusions est qu'il existe une grande variabilité spatio-temporelle des impacts de l'adoption des PGB. Sur le plan « physique », les fermes ne réagiront pas de la même manière à l'adoption de PGB, ce qui aura des implications sur les plans financier et économique. La deuxième de ces conclusions est que, très souvent, les cibles environnementales fixées aux producteurs agricoles à l'échelle des bassins versants ne pourront être atteintes que par la combinaison de plusieurs PGB.

L'étude des conséquences économiques des PGB devrait permettre de mesurer de manière la plus exacte possible les coûts et revenus associés aux pratiques agricoles actuelles (*ex post*). Il s'agira également de déterminer les meilleures approches de mesure, donc de prédiction et de simulation, des impacts de l'adoption de PGB. De la littérature consultée, nous retenons de regrouper les approches d'évaluation des conséquences économiques de l'adoption de PGB en 3 catégories :

- i. les approches utilisant la budgétisation partielle;
- ii. les approches utilisant la programmation mathématique;
- iii. les approches économétriques.

Les prochains chapitres sont consacrés à la revue de ces différentes approches.

3 Les approches de budgétisation partielle

3.1 Le principe de l'approche

Le coût et le revenu de production sont des pièces essentielles des informations utilisées par les producteurs lorsque ceux-ci prennent leurs décisions. Un certain nombre d'applications ont donc été développées afin de permettre aux producteurs de calculer leurs coûts de production et de prendre des décisions éclairées. Les approches proposées sont en général de nature

comptable qui se basent sur un calcul par unité (tête, hectare...). Ce calcul des coûts, des revenus bruts et du revenu net de la production constitue un résumé *ex post* de la relation entre intrants et extrants à un moment bien précis (Helmers et Watts, 1992). L'approche de budgétisation partielle, qui s'appuie sur ces calculs de coûts et revenus de production, est l'approche la plus couramment utilisée lors de l'évaluation des conséquences économiques et financières de l'adoption de PGB. Selon cette technique, lors de l'analyse des impacts privés d'une nouvelle pratique environnementale et sur la base de la technique de budgétisation partielle, il s'agira de prendre en considération 4 éléments qui sont :

- ✓ les coûts nouveaux (exemples : coûts de main-d'œuvre ou le financement de nouvel équipement...);
- ✓ les coûts en moins (exemples : les semences, les fertilisants, les pesticides, le carburant et l'énergie, le transport...);
- ✓ les revenus perdus (exemples : les rendements en moins, les pertes de superficies en culture, les volumes perdus, les paiements de programme en moins...);
- ✓ les revenus en plus (exemples : les rendements en plus, les nouvelles cultures ou productions animales (superficies ou produits), les volumes de nouveaux produits, les paiements de programme en surplus...).

Le gain net du changement de pratique est donc représenté par la différence entre la somme de la variation de revenus (R) et celle des coûts (C) lorsqu'on passe d'une situation initiale (I) à une situation dans laquelle une pratique de gestion bénéfique est adoptée (PGB) :

$$\text{Gain net} = \sum_{i=1}^z (R^{PGB} - R^I) - \sum_{i=1}^{n_1} (C^{PGB} - C^I) \quad (1)$$

Cette approche d'évaluation est qualifiée d'approche conventionnelle par Knowler (2001) et Knowler, Bradshaw et Gordan (2001). Elle s'appuie à la fois sur des méthodes d'évaluation directes et des méthodes indirectes. Dans les méthodes d'évaluation directes, il s'agira d'utiliser les informations sur les marchés, les dommages causés au milieu productif, les coûts d'entretien, de remplacement ... Par contre, les méthodes d'évaluation indirectes se fondent sur des données de simulation des conséquences des nuisances, des prix et des quantités. Les

éléments de coûts et de revenus de la situation *post* application des PGB seront en général obtenus en utilisant des modèles de simulation physiques et/ou économiques. Enfin, une approche de transfert des bénéfices peut venir compléter ce type d'étude. Cela peut cependant être sujet à certaines critiques, notamment lorsque les données utilisées ne sont pas totalement adaptées au contexte de l'étude (Paterson et Boyle, 2005) ou ne tiennent pas compte de la variabilité parfois importante des impacts de la mise en œuvre de PGB.

3.2 Revue de littérature sur les approches de budgétisation partielle

Plusieurs thèmes ont fait l'objet d'études s'appuyant sur les approches de budgétisation partielle. Ces thèmes ont souvent été traités de manière isolée et cela même s'il est nécessaire de mettre en œuvre plusieurs PGB afin d'atteindre les objectifs environnementaux fixés (Michaud *et al.*, 2006). La revue de littérature sur l'approche de budgétisation partielle va donc s'articuler autour de certains des thèmes traités. La liste n'est cependant pas exhaustive et le choix de ces PGB ne vise qu'à mettre l'accent sur certains des éléments de coûts et de revenus concernés lors de l'étude de leur adoption.¹

3.2.1 L'étude de la mise en place de bandes riveraines

L'étude d'Ossyba-Etchinda (2003) est une application de l'approche de budgétisation partielle aux bandes riveraines dans la province de Québec. Pour le bassin versant de la rivière Boyer, l'auteur fait une évaluation monétaire des dommages associés à l'érosion des sols agricoles et des avantages issus de la mise en place de bandes riveraines. Les éléments de revenus de la situation avant l'adoption de PGB sont donc « ajustés » afin de tenir compte des conséquences de la non action. Ossyba-Etchinda (2003) fait une distinction entre les coûts et les bénéfices globaux pour le producteur et les bénéfices globaux pour l'environnement. Du côté du producteur, les éléments de coûts nouveaux portent sur :

¹ AAC identifie 69 PGB et le Programme de national de gérance agroenvironnementale (PNGA) en cible 30 (Martel *et al.*, 2006).

- (i) les coûts directs d'implantation;
- (ii) les coûts d'entretien et de maintenance;
- (iii) les coûts directs d'opportunité.

Les éléments de revenus nouveaux portent sur :

- (i) les bénéfices financiers à long terme ;
- (ii) les bénéfices supplémentaires si les bandes sont boisées. Dans ce dernier cas, il est possible de tirer des revenus supplémentaires de la vente de bois.

Ossyba-Etchinda (2003) montre qu'en 2003, le rapport bénéfices/coûts de la mise en place d'une bande riveraine herbacée de 10 m était de 0,83 alors que ce ratio était de 0,61 dans le cas d'une bande riveraine boisée, et cela lorsque les études financières sont réalisées sur une durée de 10 ans.^{2,3} De son côté, Bonin (2007) estime que le délai de récupération d'une bande riveraine boisée est de plus de 40 ans dans le cas d'arbres fruitiers et de 40 ans pour les autres espèces d'arbres.

L'étude d'Ossyba-Etchinda (2003) essaie également d'évaluer les bénéfices globaux pour l'environnement d'une bande riveraine. Ceux-ci portent sur (i) les bénéfices monétaires tangibles (baisse des coûts de traitement des eaux), (ii) les bénéfices monétaires intangibles (loisirs, habitat et berges, biodiversité) et (iii) les bénéfices en termes de bien être sanitaire (baisse des gaz à effet de serre, baisse des risques de contamination et des autres nuisances).

L'étude de Lynch et Tjaden (2000) constitue également une application de l'approche de budgétisation partielle aux bandes riveraines.

² Pour l'année 2003, Ossyba-Etchinda (2003) citant Roy (2003) estimait que les coûts d'implantation d'une bande riveraine enherbée étaient de 91 \$ par hectare tandis que Bonin cité par Ossyba-Etchinda (2003) les estime à 826,33 \$ par hectare. De son côté, Eco-Ressources (2008) estime le coût d'implantation d'une bande riveraine enherbée d'une largeur de 10 m à 295,19 \$ par hectare.

³ Selon Bonin (2007), les délais de récupération des bandes riveraines boisées sont en général de 40 ans.

3.2.2 L'étude de l'installation de haies brise-vent

Thériault (2004) et Vézina, Lebel et Rivest (2007) appliquent la technique de budgétisation partielle à l'installation de haies brise-vent dans la province de Québec.⁴ Les éléments de revenus additionnels sont (i) l'augmentation des rendements des différentes productions et (ii) l'obtention de revenus des espèces utilisées comme haies sur le marché des fruits, le marché du bois d'œuvre, le marché du sciage et celui de la pâte à papier. Bérubé (2004) cité par Thériault (2004) et Vézina *et al.* (2007) mettent l'accent sur l'importance des espèces dans le calcul des avantages associés à la mise en place de haies brise-vent.⁵ Du côté des éléments de coûts, il y a une réduction des frais de chauffage lorsque les haies sont à proximité des habitations⁶ (Vézina *et al.*, 2004; Thériault, 2004) et une réduction des coûts de déneigement (Vézina *et al.*, 2007).

Thériault (2004) cite quelques inconvénients associés à l'installation de haies brise-vent (augmentation des risques de gel au sol, augmentation de l'incidence de maladies fongiques, risque d'abîmer la machinerie) sans en quantifier les impacts financiers. De même, les bénéfices environnementaux plus généraux (séquestration du carbone, réduction du bruit d'environ 30 %, des odeurs désagréables de 55 et de 30 % des poussières en suspension dans l'air) ne sont pas quantifiés.

⁴ Le Conseil canadien du Porc a mis en place un projet afin de stimuler l'installation de haies brise-vent autour des bâtiments d'élevage. Dans ce cadre un outil de calcul des coûts associés à la mise en place de haies brise-vent et de bandes riveraines a été développé. Il est disponible à l'adresse <http://www.wbvecan.ca/>. Site consulté le 14 mars 2008.

⁵ Dans sa simulation, Thériault (2004) montre que la valeur actualisée nette dans le cas des haies de frênes/pins est supérieure à celle obtenue dans le cas de haies à base d'épinettes. Il n'y a jamais de retour sur investissements dans le cas des peupliers. Vézina *et al.* (2007) montrent que les marges cumulatives après 40 ans se situent entre 35 000 \$ et 40 000 \$ pour l'ensemble des haies, sauf pour la haie de feuillus nobles et d'arbustes fruitiers (25 913 \$) et la haie utilisant des arbres de fort calibre (10 715 \$).

⁶ Ces économies d'énergie pourraient être de 10 à 25 %.

3.2.3 Les pratiques de conservation du sol⁷

Dans le cas des pratiques de conservation du sol, les coûts en moins représentent le principal changement observé dans les différents postes de coûts et de dépenses. Il s'agit de la réduction de la charge de travail et de la réduction du temps d'utilisation de la machinerie agricole.⁸ Les rendements des différentes productions sont assez variables selon les pratiques agricoles appliquées. De plus, très souvent, la mise en œuvre de travail réduit de sol implique un changement dans le mode de rotation des cultures. Les éléments de revenus sont donc affectés par la(es) pratique(s) de conservation des sols adoptée(s).

GR-MAX (Gestion des résidus/Ressources/Résultats-Maximum) constitue un excellent outil d'analyse de la rentabilité des entreprises agricoles selon les pratiques de conservation des sols et dans le contexte québécois. Les dernières données compilées, analysées et rapportées datent de 2004.⁹ Les résultats indiquent une amélioration de la marge brute lors de la mise en œuvre de certaines des pratiques de conservation des sols. Ces résultats se rapprochent de ceux obtenus par Knowler (2003), Gassman *et al.* (2006) et Knowler et Bradshaw (2007). Par contre, dans une étude réalisée en Alberta, Smith *et al.* (2006) estiment que les bénéfices de ces pratiques de conservation des sols ne sont pas assurés et qu'ils peuvent varier d'un site à l'autre.

Reetz, Jr. et Schnitkey (2002) étudient les conséquences économiques et financières d'une rotation maïs/soya en utilisant la technique de budgétisation partielle. Ces deux auteurs mettent l'accent sur la difficulté des évaluations financières et économiques des exploitations agricoles lorsque celles-ci sont multi produits et qu'elles utilisent des fertilisants organiques. En effet, ceux-ci peuvent être utilisés ou vendus et même constituer un fardeau dont il faut se départir. Cela mérite une attention particulière lors des exercices de budgétisation.

⁷ Le Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ) définit les pratiques de conservation du sol comme étant « des méthodes de régie des cultures et des sols qui contribuent à maintenir les sols en bonnes conditions et à limiter les impacts environnementaux ». Ici, il s'agit essentiellement de la culture sur billon, du travail réduit du sol et du semis direct.

⁸ Dans le cas du semis direct, les économies de carburant peuvent atteindre 30 litres à l'hectare.

⁹ Les résultats détaillés des analyses effectuées par l'Équipe de conservation des sols et de l'eau de la Montérégie, secteur Est, sont disponibles à l'adresse <http://geocities.com/RainForest/jungle/9063/page65.html>. Site consulté le 10 février 2008.

Certains bénéfices environnementaux n'ont cependant pas été quantifiés dans les études sur les pratiques de conservation consultées. Il s'agit par exemple de la rupture du cycle de certaines espèces nuisibles suite à une rotation des cultures, la réduction de l'émission de GES, de même que la réduction des exportations de phosphore et de sédiments découlant de la présence de matières végétales sur le sol. Les inconvénients possibles ne sont pas quantifiés dans les études consultées.

3.2.4 La gestion des fertilisants et des déjections animales

Brethour *et al.* (2007) étudient plusieurs PGB associées aux éléments nutritifs des cultures au Canada dont les déjections animales. Ces auteurs utilisent la technique de budgétisation partielle en s'intéressant plus particulièrement aux postes susceptibles de connaître des changements. Les informations économiques manquantes sont collectées par le biais d'un questionnaire remplis par les producteurs.

Ledgard *et al.* (2004) s'intéressent à la gestion de l'azote dans les exploitations agricoles en Nouvelle-Zélande. Ces auteurs évaluent les baisses de production associées à un changement de la quantité d'intrants. Pour cela, ces auteurs utilisent le modèle OVERSEER® développé en Nouvelle-Zélande.¹⁰ L'idée de ce modèle est de trouver un optimum de production/revenu de second rang c'est-à-dire pouvant être atteint avec une minimisation des rejets environnementaux ou avec une contrainte au niveau de la quantité autorisée de rejet dans l'environnement. Monaghan *et al.* (2007) traitent également de la gestion des fertilisants dans une exploitation agricole dont la principale activité est l'élevage. Ces auteurs utilisent également la technique du budget partiel, tel que préconisée par les auteurs du logiciel OVERSEER®. Le même type d'approche est utilisé par d'autres outils de diagnostic agro environnemental, comme le modèle IDEA® qui a été développé pour la France.¹¹

¹⁰ La description du modèle est disponible à l'adresse <http://www.agresearch.co.nz/overseerweb/>. Le modèle y est également accessible gratuitement. Site consulté le 5 mars 2008.

¹¹ La description de la méthode IDEA (Indicateur de durabilité des exploitations agricoles) est disponible à l'adresse <http://www.idea.portea.fr/index.php>. Site consulté le 5 mars 2008.

Le tableau 4 présente un exemple d'éléments qui sont susceptibles d'être concernés par un changement de pratiques portant sur les fertilisants. Il est adapté de Hardy, Osmond et Wossink (2002) qui font une étude des considérations économiques à la base de la gestion des fertilisants en partant de l'hypothèse selon laquelle les changements de coûts ne portent que sur ceux-ci.

Tableau 4 : Éléments à considérer lors de l'évaluation d'un changement de pratiques associé à la gestion des fertilisants

	Coûts additionnels			Revenus potentiels
	Gestion	Travail	Capital	
Obtention des différentes informations géographiques	√		√	
Échantillonnage du sol		√		
Tests de sol				
Rendements attendus	√	√		√
Formulation de plan de gestion des fertilisants	√			
Coût des applications	√			
Transfert des applications vers d'autres fertilisants	√	√		

Adapté de Hardy *et al.* (2003)

Cette approche de budgétisation partielle est également appliquée lorsque l'objectif de la PGB porte sur la question des déjections animales; C'est le cas par exemple de Gassman *et al.* (2006) et St-Pierre (2001). Ce dernier utilise un modèle de budgets partiels et compare un modèle dans lequel le producteur de lait a une contrainte d'utilisation d'un niveau maximum d'excrétion d'azote à un modèle dans lequel le producteur fait une allocation optimale de ses intrants de production sans tenir compte de cette contrainte. Cet auteur montre une perte de revenus liée à la contrainte et conclut que le progrès technologique doit être privilégié pour la réduction de la pollution azotée des eaux.

3.3 Conclusions de la revue de littérature des approches de budgétisation partielle

Les approches de la budgétisation partielle offrent l'avantage d'être relativement simples à mettre en œuvre. Elles sont donc très utilisées lorsque que l'on dispose d'informations

facilement utilisables. L'AAEA (2000) présente dans son chapitre 2 une bonne revue des enjeux liés à la mesure des coûts et des revenus des entreprises agricoles et donc de ceux qui peuvent être associés à la technique de budgétisation partielle.

Typiquement, les analyses économiques formulent l'hypothèse selon laquelle les producteurs minimisent leurs coûts sous la contrainte des technologies disponibles. Dans l'utilisation des budgets partiels, les niveaux d'intrants et d'outputs évacuent la notion d'optimisation de la part des producteurs. Par ailleurs, lors des estimations de budgets partiels les points, inputs/outputs, choisis sur la frontière des possibilités de production sont fixes et ne changent donc pas avec le changement de pratiques. Ces estimations sont donc effectuées comme si l'on était dans une technologie à proportion fixe, de type Léontief, et qu'il n'existait pas de substitution entre les intrants, ce qui n'est pas forcément le cas. Comme le signalent AAEA (2000) ou encore Ehui et Rey (1992), cela représente une des principales limites de cette approche. Le suivi de l'évolution des coûts et revenus sur plusieurs années peut cependant permettre au producteur de se faire une idée des changements ayant lieu au niveau de son exploitation.

En général, les notions de coûts et de revenus abordées du point de vue économique sont plus larges que le point de vue uniquement comptable. La notion de coût d'opportunité¹² fait alors son apparition. Ce coût d'opportunité d'un produit est principalement déterminé par le marché en formulant l'hypothèse selon laquelle il existe un marché qui fonctionne normalement. Dans ce cas, il est évident que des complications surviendront chaque fois que le marché n'est pas compétitif, ce qui est souvent le cas dans le secteur agricole, ou que le bien échangé n'est pas homogène. Des ajustements sont alors nécessaires afin d'en tenir compte. Des méthodes spécifiques de détermination des coûts d'opportunité peuvent intervenir lorsqu'il n'existe pas de marché pour certains des facteurs de production.

Par ailleurs, comme le mentionnent Lynch et Tjaden (2000), les coûts de transaction associés à la mise en place de PGB sont habituellement oubliés dans les études utilisant l'approche de budgétisation partielle. Cette erreur est d'autant plus importante que, très souvent,

¹² Le coût d'opportunité d'un bien ou service est la meilleure alternative à son utilisation.

l'encouragement à l'adoption de PGB se fait à travers des politiques dont les coûts de transaction privés peuvent être importants.¹³

Finalement, comme nous le verrons dans la section suivante, la budgétisation partielle peut être un des éléments des approches de programmation mathématique.

4 Les modèles de programmation mathématique

4.1 Le principe des modèles de programmation mathématique

Les modèles de programmation mathématique sont de type structurel. Ils sont en général utilisés chaque fois que la décision à prendre est basée sur de multiples fonctions objectives et/ou fait intervenir de multiples intervenants pouvant avoir des intérêts contradictoires (Janssen, 1992). C'est le cas dans les scénarios d'adoption des PGB ou les intérêts privés des producteurs peuvent diverger entre les PGB et des intérêts plus globaux de la société. De plus, à titre d'exemple, la gestion des bassins versants doit intégrer à la fois des informations sur des processus biophysiques, les impacts environnementaux des pratiques agricoles et le comportement des producteurs dont il faut tenir compte dans le processus de modélisation. Par ailleurs, un élément supplémentaire de difficulté a trait à la grande variabilité spatio-temporelle des impacts des PGB. Il n'est donc pas étonnant que, comme l'indique Qiu (2005), les approches de programmation mathématique aient été utilisées afin d'évaluer des pratiques agricoles alternatives permettant de réduire la pollution diffuse et d'améliorer la qualité de l'environnement, et cela en présence d'intérêts multiples et contradictoires. Les solutions sont alors déterminées dans des espaces continus ou discrets de compromis. Dans ce dernier cas, le modèle a l'avantage d'être plus flexible dans sa manipulation.

Les modèles de programmation mathématique ont plusieurs avantages :

¹³ D'après l'OCDE (2007), le coût de transaction pour les agriculteurs est représenté par le coût d'opportunité du temps passé à remplir des formulaires, à se déplacer, à contrôler le respect des exigences... Ces coûts de transaction privés sont de 14 % en moyenne avec des variations très importantes pouvant aller de 0,2 à 65 % (Mettepenningen *et al.*, 2007).

- (i) Ils sont aptes à faire des prédictions sur des états qui ne se sont pas encore réalisés;
- (ii) Ils capturent les effets des prix sur les niveaux d'utilisation des différents intrants et le niveau de production de l'output;
- (iii) Ils estiment les effets régionaux de distribution (consommateurs et producteurs);
- (iv) Ils permettent de faire un lien entre les problématiques étudiées et les équilibres du marché.

En général, le défi de ces approches de programmation linéaire consiste à utiliser de manière efficiente les coefficients générés par les approches de simulations « physiques » et/ou les données de budgétisation partielle et/ou les données d'estimation économétriques.

4.2 Revue de la littérature appliquant les modèles de programmation linéaire

L'étude de Dissart, Baker et Thomassin (2000) constitue un exemple de l'application de l'approche de programmation mathématique au contexte du Québec et plus précisément au bassin versant de Saint-Esprit. L'objectif de l'étude de Dissart *et al.* (2000) est de maximiser la somme des revenus nets des fermes sujettes à trois contraintes : (i) la pratique d'une seule production, (ii) les besoins en nutriments des animaux et (iii) le niveau d'érosion.¹⁴ Le modèle utilise les budgets à la ferme comme un des éléments – le revenu net - de la fonction objective des producteurs.¹⁵ Pour chacune des fermes à l'étude, les budgets à la ferme dépendent des

¹⁴ Dissart *et al.* (2000) utilisent une méthode de programmation linéaire à nombres entiers mixtes qui implique donc à la fois un ensemble discret de solutions pour certaines variables (par exemple la variable qui touche les pratiques culturales est représentée par des points) et un ensemble continu pour les autres variables. Ces auteurs utilisent le logiciel LINGO disponible à l'adresse <http://www.lindo.com/> (site consulté le 11 mars 2008).

¹⁵ Il s'agit notamment de données collectées au niveau des fermes et complétées par des données du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et du Comité de référence économiques en agriculture du Québec (CREAQ). Les données – revenus - de l'Assurance stabilisation des revenus agricoles (ASRA) ne sont pas prises en compte.

pratiques de lutte contre l'érosion. Dissart *et al.* (2000) montrent que les fermes ayant des revenus nets élevés tirent avantage des contraintes d'érosion établies à l'échelle du bassin versant, tandis que les fermes à revenus bas tirent avantage à une réglementation à l'échelle de la ferme. Dans tous les cas, la mise en place de contraintes sur l'érosion réduit les profits des entreprises. Par ailleurs, les auteurs montrent que le niveau d'érosion joue un rôle sur l'évolution des choix cultureux. Dissart *et al.* (2000) montrent que dans le bassin versant de Saint-Esprit, les coûts d'abattement de l'érosion seront beaucoup plus importants pour les terres les plus sensibles : pente abrupte, type des sols... Cependant comme le reconnaissent les auteurs de cette étude, une de ses principales limitations est de ne traiter que d'un nombre restreint de pratiques culturales et de PGB. De plus, tous les bénéfices liés au contrôle de l'érosion ne sont pas pris en compte dans le calcul des budgets des fermes.

L'étude de Coiner, Wu et Polasky (2001) constitue également une des applications récentes du modèle de budgétisation partielle à la programmation linéaire. L'objectif de leur étude est de tester trois différents scénarios d'utilisation des terres dans le bassin versant de *Walnut Creek* en Iowa aux États-Unis en comparaison au statu quo. Dans le premier scénario de ces auteurs, l'objectif principal de la ferme est d'améliorer la production et la rentabilité de l'entreprise agricole, les objectifs environnementaux et de biodiversité étant des objectifs secondaires. Dans le deuxième scénario, la qualité de l'eau représente le principal objectif, les secondaires étant la situation financière de l'entreprise et la préservation de la biodiversité. Enfin, dans le troisième scénario, le maintien et la restauration de la biodiversité représentent les principaux objectifs de la ferme. Coiner *et al.* (2001) évaluent la mesure selon laquelle des objectifs économiques et environnementaux peuvent être conjointement atteints ou sont contradictoires. Le niveau de production et les effets environnementaux des différentes pratiques sont évalués en utilisant le modèle de simulation *i_EPIC (Interactive Environmental Policy Integrated Climate)*.¹⁶ Du fait d'utiliser des données de la ferme, les auteurs reconnaissent limiter leur analyse au système entre la plante et le sol en tentant le plus possible de tenir compte de la particularité de chacune des fermes. L'aspect économique étudié par ces auteurs est le retour de la terre. Il se définit

¹⁶ Voir William, Jones et Dyke (1988) ou encore Sharpley et Williams (1990). Le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) est également utilisé pour modéliser le transport des différents produits chimiques.

comme étant le revenu total auquel est soustrait l'ensemble des coûts en dehors de celui de la terre.

$$R_{terre} = \sum_{b=1}^n p_b q_b - \sum_{i=-t}^n w_i c_i - C \quad (2)$$

Où p_b représente le prix de vente de l'output q_b , w_i représente le coût de l'intrant variable c_i à l'exception de la terre (t) et le paramètre C représente l'ensemble des coûts fixes. Le budget des entreprises est utilisé pour le calcul des coûts de production. Ces budgets sont basés sur les coûts moyens de production dans l'état d'Iowa. Les prix utilisés sont des prix moyens ajustés par l'indice des prix des produits agricoles. Dans le cas où les données sont inexistantes, une évaluation des coûts et revenus est obtenue à partir d'enquêtes, et des analyses de sensibilité sont effectuées.¹⁷ Coiner *et al.* (2001) montrent alors que, de la même manière que les impacts des pratiques de gestion bénéfiques ont des effets différents selon le contexte, les résultats économiques varient selon les pratiques et le contexte agro-pédo-climatique. Les différentes simulations montrent que le scénario selon lequel la qualité de l'eau est l'objectif premier, est aussi celui qui a le plus d'impact sur le retour de la terre. La baisse des revenus par rapport à la situation initiale est de 24 %, tandis que dans le scénario de conservation de la biodiversité, cette baisse de revenus n'est que de 2 %. Notons enfin que selon les simulations effectuées par Coiner *et al.* (2001), il y a une hausse du retour de la terre de 12 % lorsque l'objectif principal est d'améliorer la productivité des fermes.

Van Dyke, Bosch et Pease (1999) utilisent également le modèle EPIC qu'ils associent à un modèle de programmation linéaire qui fait intervenir 4 types d'activités et sur lesquels les changements sont mesurés : la production, les éléments de comptabilité, les ventes et les achats. Le modèle EPIC est utilisé pour estimer les changements du niveau de production et la production de sédiments et les émissions d'azote. Les coefficients obtenus lors de la phase de simulation par le modèle EPIC sont utilisés dans le cadre du modèle de programmation linéaire. Van Dyke *et al.* (1999) maximisent la quasi rente sous contrainte de la technologie, des superficies et des pentes

¹⁷ Certains scénarios impliquent de réaliser des évaluations sur plusieurs années. Ainsi, le scénario selon lequel la priorité est réservée à la biodiversité ou celui de la qualité de l'eau implique une rotation des cultures sur 6 ans.

de chaque type de sols, le nombre d'animaux, des doses de fertilisants organiques et des émissions d'azote. En rappel, la quasi-rente (QR) se définit comme étant le revenu total moins les coûts variables.

$$QR = \sum_{b=1}^n p_b q_b - \sum_{i=1}^n w_i c_i \quad (3)$$

Où p_b représente le prix de vente de l'output q_b , w_i représente le coût de l'intrant variable c_i .

Comme le montre la figure 1, le coût marginal de réduction des émissions d'azote est croissant.

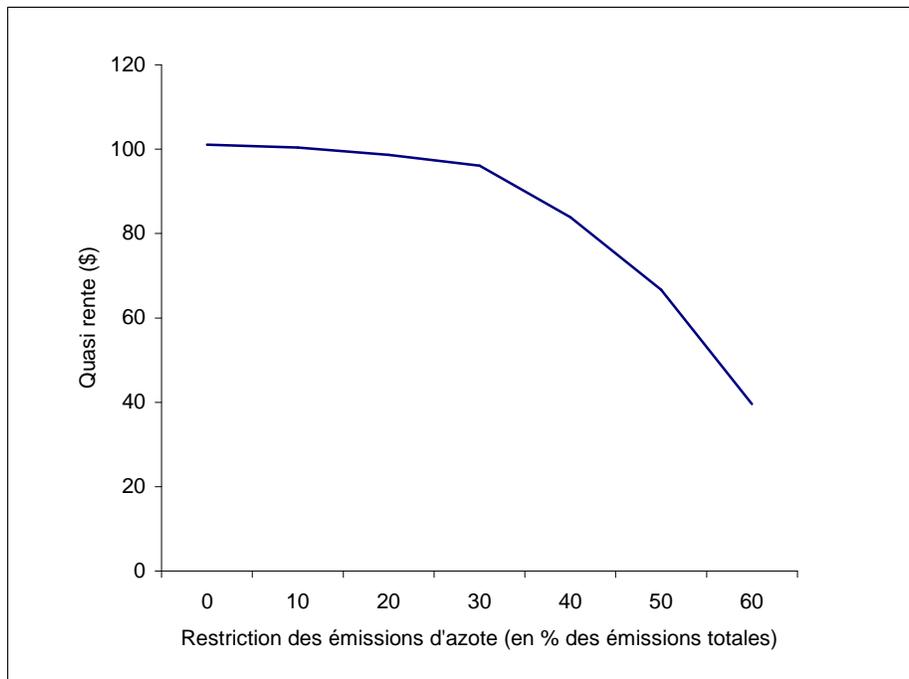


Figure 1 : Évolution de la quasi-rente selon le niveau de restriction sur les émissions d'azote (Selon Van Dyke *et al.*, 1999)

Khanna *et al.* (2003) obtiennent également des coûts marginaux d'abattement croissants (figure 2). Ces auteurs proposent un cadre conceptuel et opérationnel dans lequel il existe une interdépendance des différentes unités d'analyse – parcelles – lors de l'estimation des coûts d'abattement des émissions. Cette interdépendance spatiale a une implication sur le design des instruments à mettre en œuvre pour l'atteinte des objectifs du planificateur social. Les auteurs minimisent la perte de quasi-rente sous la contrainte des objectifs de réduction de la pollution

fixés par le planificateur social. Khanna *et al.* (2003) font des simulations basées (i) sur la productivité marginale des terres et (ii) sur la valeur marginale de location des terres afin d'estimer la valeur des paiements lors de retrait des terres. Ces auteurs montrent alors que des paiements basés sur la valeur de location des terres permet d'atteindre les objectifs de réduction de pollution de 20 % fixés par le *Conservation Reserve Enhancement Program* à un coût 39 % moins élevé que des paiements étaient basés sur la productivité marginale des terres.

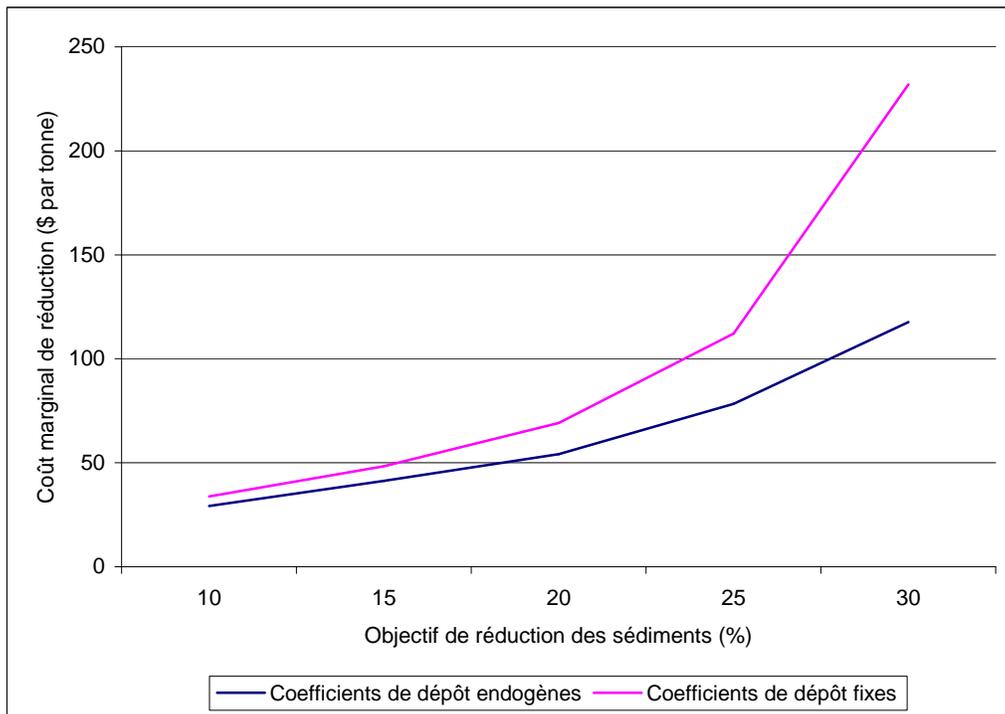


Figure 2 : Coûts marginaux de réduction des sédiments en dollars par tonne (Tiré de Khanna *et al.*, 2003)

L'étude de Yang *et al.*, (2005) et celle de Yang *et al.* (2003) citent d'autres applications de la programmation linéaire à l'économie spatiale. Yang *et al.* (2003) étudient 12 bassins versants. Ils montrent que le coût marginal moyen de réduction des émissions varie grandement selon les

bassins versants. Une des principales conclusions de Yang *et al.* (2003) est que les programmes visant à encourager l'adoption de PGB devraient être spécifiques à chaque bassin versant.¹⁸

Khanna *et al.* (2003), Yang et Weersink (2004) ou encore Yang *et al.* (2005) utilisent également des applications récentes des techniques de budgets partiels auxquelles sont associées des approches de programmation linéaire. La quasi-rente est alors utilisée dans un modèle intégré combinant des aspects économiques, hydrologiques (*Agricultural Nonpoint Source Pollution*, AGNPS) et des systèmes d'information géographique pour les types de sols. L'utilisation intégrée de ces 3 éléments permet aux différents auteurs de faire des propositions spécifiques aux différentes fermes étudiées et donc de tenir compte de leur hétérogénéité. La principale implication de ces applications est que des politiques efficaces devront être spécifiques aux fermes et aux bassins versants.

Stoecker, Ramariz et Ancev (2004) utilisent également la programmation linéaire en ayant comme éléments d'analyse les unités de réponse hydrologiques. Pour chacune d'elle, le modèle de programmation mathématique formulé sélectionne la PGB qui permet d'atteindre les objectifs de réduction de la pollution au moindre coût. Le modèle développé a la capacité d'intégrer des informations au niveau régional, comme par exemple les coûts de traitement par les municipalités et l'existence de sites industriels. Les coûts d'abattement sont constitués des coûts aux points de traitement de la pollution (par exemple les industries de dépollution) et des coûts aux sources de pollution diffuse (coûts associés à l'adoption d'une PGB). Les coûts marginaux d'abattement sont considérés comme étant des coûts implicites à l'émission de polluants.

Enfin, signalons l'étude de Ribaud, Cattaneo et Agapoff (2004) qui constitue une application de la *programmation* mathématique aux déjections animales. Ces auteurs appliquent le modèle de Fleming, Babcock et Wang (1998). Ce modèle en est de type mathématique et de simulation qui permet d'évaluer les coûts et bénéfices pour disposer des déjections animales.

¹⁸ Comme le soulignent Yang *et al.* (2003), cela implique alors d'étudier toutes les barrières institutionnelles associées à la mise en place de programmes ciblés et des coûts de transaction qui les accompagnent. Cela améliorerait les conclusions en termes de politiques des différentes études sur la fourniture des biens et services environnementaux.

4.3 Conclusion à la revue de la littérature des modèles de programmation linéaire

Les modèles de programmation mathématique offrent l'avantage de tenir compte du fait que l'adoption de PGB implique de multiples intervenants avec des objectifs au niveau des intervenants et entre intervenants très souvent contradictoires. De plus, cette approche a l'avantage d'impliquer fréquemment une intégration des activités des différentes disciplines de recherche et cela à toutes les étapes des projets. Cette approche implique cependant l'utilisation de données cohérentes et doit s'appuyer sur une bonne connaissance du problème par l'équipe de chercheurs.

De manière classique, il semble que ce type de modèle ait tendance à surestimer les dommages associés aux pratiques de gestion néfastes et, par conséquent, les coûts d'abattement de la pollution. De plus, dans la plupart de ces approches, il est souvent nécessaire, comme dans tous les modèles de simulation, d'emprunter des coefficients et/ou des résultats à d'autres études. Les résultats obtenus par les approches de programmation linéaire sont donc tributaires de ces études préliminaires.

5 Les approches économétriques

5.1 Le principe de base des approches économétriques

Les approches économétriques ont l'avantage d'être basées sur le comportement des producteurs. Par ailleurs, elles reflètent le « monde réel » et il est possible de générer des intervalles de confiance des résultats de simulation. La qualité des résultats est cependant fortement tributaire des données et de la résolution de certains des problèmes économétriques qui leur sont liés.

Du point de vue économique, les approches économétriques utilisées sous-entendent l'existence d'une fonction de production continue qui permet d'atteindre différents niveaux de production en utilisant différentes combinaisons de facteurs.¹⁹ L'hypothèse économique de

¹⁹ Un des premiers éléments est lié à la définition même des facteurs de production et des produits car ceux-ci déterminent les éléments de profits et de revenus. Le *facteur de production* (intrants) est un bien

base est donc que le choix du niveau d'intrant pour la production d'un niveau d'extrant donné est optimal : c'est l'hypothèse de la maximisation des profits par le producteur.²⁰ La deuxième hypothèse à la base des estimations économétriques est celle de la minimisation des coûts. Cette dernière implique entre autres que le niveau d'output est prédéterminé et que le producteur choisit son panier d'intrants de manière à minimiser ses coûts de production. Duale à la fonction de production, il existe donc une fonction qui minimise le coût total de production d'un niveau donné d'output.²¹ Cette fonction de coûts peut être estimée et les valeurs obtenues sont utilisées pour évaluer les coûts d'abattement de la pollution par exemple. Cela implique donc qu'en estimant une fonction de coûts, l'analyste doit spécifier sa forme fonctionnelle et le système de production ainsi que les intrants qui sont utilisés pour produire un niveau donné d'intrants.

Lorsque des données temporelles sont disponibles, l'approche économétrique permet également de mesurer le changement dans l'efficacité technique des producteurs, le changement technologique et le changement de productivité. Cependant, bien qu'il existe une longue tradition de mesure de l'efficacité technique, la question de comment définir et mesurer l'efficacité environnementale n'a été posée que récemment. Pourtant, l'efficacité technique et l'efficacité environnementale des fermiers sont variables et il est important d'en tenir compte lorsqu'il s'agit d'évaluer les conséquences de l'adoption de PGB. Le niveau d'efficacité de chaque ferme va ainsi déterminer les performances économiques et environnementales. Le

ou un service utilisé dans la production donnée d'un bien. Plusieurs types de classification des facteurs de production existent. L'approche la plus moderne fait une classification basée sur les stocks et les flux. La TF propose alors 3 catégories de facteurs de production : *i)* les facteurs de production consommables : ils ont la particularité d'être totalement consommés au cours d'une période de temps. Il s'agit par exemple de semences, du carburant, de certains pesticides et fertilisants..., *ii)* le stock de capital : il n'est pas utilisé au cours d'une période unique de production et en général il garde une identité unique. Il s'agit par exemple de la machinerie, des bâtiments, des droits de propriété, du capital humain en termes par exemple de connaissances qui permettent de disposer d'un droit de propriété intellectuelle... et *iii)* le flux de capital qui constitue essentiellement des services. Le **produit** est un bien ou un service qui est un extrant particulier d'un processus de production. Le **système (la méthode) de production** est la description de l'ensemble de production atteignable en utilisant un ensemble donné d'intrants.

²⁰ C'est l'hypothèse qui est faite lorsque des données historiques sont utilisées.

²¹ La fonction de coûts estimés est une fonction du prix des intrants variables, du volume de production et des quantités des intrants fixes.

développement d'approches économétriques intégrant spécifiquement la présence d'un output indésirable est donc relativement récent.

5.2 Revue de littérature portant sur les approches économétriques

Hansen (2004) utilise des données de panels à la ferme et une fonction de production de type translog avec des paramètres spécifiques aux fermes. Cela permet à l'auteur de dériver des élasticités de demande en fertilisants, et donc en polluants, spécifiques aux fermes.²² Cet auteur trouve ainsi que la lutte aux polluants coûte plus cher lorsque les mesures de lutte sont uniformes. L'approche d'estimation retenue par Hansen (2004) en est une classiquement utilisée et dans laquelle, l'intrant qui produit le polluant n'a pas reçu de traitement particulier.²³ Un autre exemple de cette approche est l'étude de Reinhard et Thijssen (2000) qui étudient la gestion de l'azote dans les fermes laitières²⁴ ou encore Ball *et al.* (2002).

Une autre approche consiste à définir le polluant comme étant un des outputs d'une fonction de production multi-produits. C'est le cas par exemple de l'étude de Fernandez *et al.*, (2002) qui étudient les surplus d'azote dans le cadre d'une fonction de production multi-produits. Le principal inconvénient de cette approche est que, lors des simulations des impacts de l'adoption des PGB, les variables des situations avec les contraintes de pollution deviennent des transformations non linéaires des variables originales et donc un nouveau modèle avec des élasticités différentes (Atkinson and Dorfman, 2005). Cela peut donc biaiser les résultats des simulations des impacts de l'adoption des PGB. Une des hypothèses de base de l'étude de

²² Anselin, Bongiovanni et Lowenberg-DeBoer, (2004) ou encore Johansson *et al.* (2004) tiennent également compte de l'hétérogénéité des fermes dans leur estimation des coûts d'abattement. Ceux-ci sont représentés par la différence de profit entre la situation sans restriction d'émission et celle dans laquelle l'émission de polluants est restreinte. Johansson *et al.* (2004) utilisent des données d'unités de réponse hydrologique sur lesquelles sont simulées différentes PGB. Les PGB choisies incluaient la réduction des apports de fertilisants, l'incorporation immédiate, la rotation des cultures, la gestion des déjections d'élevages.

²³ Une autre approche est de désagréguer le panier des intrants en tenant compte de ses composantes touchées par la Politique de réduction et des composantes non touchées. Cela permet donc d'estimer les coûts de la réduction de pollution. En utilisant cette approche, les impacts de la réduction des quantités autorisées de polluants peuvent être calculés mais cela ne tient pas suffisamment compte des potentiels effets croisés avec les autres intrants.

²⁴ Reinhard et Thijssen (2000) estiment des fonctions de coûts implicites.

Fernandez *et al.* (2002) est la séparabilité de la technologie, le but étant de pouvoir agréger les inputs et les outputs. Cette hypothèse n'est pas très consistante avec les faits observés en agriculture.

Les analyses utilisant les frontières de production stochastiques ont également fait leur apparition récemment. Le terme d'erreur des fonctions de production – ou de coûts – est composé d'un bruit blanc et d'un facteur aléatoire dû à des erreurs de mesure, des intrants non observables... (Jorgenson, 2000). Cette approche est utilisée par Reinhard et Thijssen (2000) et Fernandez *et al.* (2002). L'introduction du facteur aléatoire permet de capter l'hétérogénéité non observée dans les données.

Par ailleurs, très souvent l'estimation directe des fonctions de coûts n'est pas pratique (les prix des intrants ne diffèrent pas selon les fermes) ou est non appropriée en raison d'une déviation systématique du comportement de minimisation des coûts. C'est le cas dans les secteurs très réglementés et où le prix implicite est différent du prix du marché. Dans ces cas, la dualité entre la fonction de coûts et la fonction de production disparaît. Il existe donc un biais dans l'estimation de la fonction de production, biais qui se répercute aux mesures d'efficacité technique et/ou environnementale (Coelli, Singh et Fleming, 2003). Une approche alternative consiste alors à estimer des fonctions de coûts implicites. C'est l'approche utilisée par Reinhard et Thijssen (2000). En se basant sur les travaux de Färe *et al.* (2005), Huhtala et Marklund (2005) proposent un cadre empirique pour la mesure des prix implicites d'un output indésirable et cela en utilisant les coûts d'opportunité de sa production. Les auteurs formulent alors l'hypothèse selon laquelle les réductions sont possibles uniquement en ajustant la production agricole et/ou la valeur ajoutée produite par chaque ferme. Une des extensions de cette approche est la définition de fonctions de distance des intrants ou des outputs. Leur utilisation permet de calculer et d'évaluer l'importance de la relation entre les intrants et les outputs dans l'émission de substances polluantes. Un élément de variabilité spatio-temporelle additionnel peut donc être introduit grâce à cela, ce qui est important dans le contexte de l'adoption des PGB. Morisson Paul et Nehring (2005) utilisent une application des approches de fonction de distance à la gestion des polluants agricoles aux États-Unis.

Enfin, pour clore les estimations basées sur les fonctions de production et/ou de coûts, signalons que les formes fonctionnelles les plus utilisées pour estimer les fonctions de coûts sont les formes de type translog (Morisson Paul et Nehring, 2005; Atkinson et Dorfman, 2005).

D'autres auteurs utilisent différents modèles économétriques pour évaluer les conséquences de l'adoption de PGB. C'est le cas de Galdeano-Gomez et Céspedes-Lorente (2004) qui analysent les impacts économiques des pratiques de gestion bénéfiques pour l'environnement et les pratiques de gestion de la qualité. Les auteurs formulent l'hypothèse selon laquelle il existe une endogénéité entre les variables de compétitivité (profitabilité, part de marché) et les facteurs de différenciation captés par les investissements dans l'environnement.²⁵ Les auteurs définissent trois équations qui sont estimées simultanément. La première en est une de profitabilité définie par les marges bénéficiaires, la deuxième inclut les parts de marché et la troisième représente l'investissement en qualité de l'environnement. Ce dernier est composé de (i) toute une série de mesures adoptées par le producteur et permettant de réduire les impacts sur l'environnement des activités de production et de commercialisation et (ii) du glissement vers des productions biologiques. Le modèle est appliqué à l'Espagne pour le secteur des fruits et légumes, celui-ci étant faiblement réglementé. Les investissements en environnement y sont essentiellement volontaires mais encouragés par un certain nombre de politiques. Les auteurs montrent alors l'existence d'une corrélation positive entre l'investissement dans la qualité de l'environnement et la profitabilité des entreprises dans le secteur des fruits et légumes.

²⁵ Dans le modèle de Galdeano_Gomez et Céspedes-Lorente (2004), l'investissement dans la qualité de l'environnement est un facteur de différenciation par rapport aux concurrents. Il existe donc une prime à cet investissement. Cela est plausible dans le secteur des fruits et légumes auquel ils appliquent leur modèle.

6 Conclusion

Cette revue de littérature montre que l'utilisation des approches de la budgétisation partielle offre l'avantage d'être relativement simple à mettre en œuvre. Elles sont donc à privilégier lorsque qu'il s'agit de disposer d'informations facilement utilisables. Par ailleurs, chaque fois qu'il faudra analyser les impacts de l'adoption d'une seule PGB, la technique de la budgétisation partielle représentera sans doute un bon compromis entre la souplesse de la méthode et la qualité des résultats obtenus. Il sera cependant important de rendre les analyses plus exhaustives en tenant compte de tous les éléments de coûts, notamment ceux de transaction, et de revenu en intégrant la notion de coûts d'opportunité. Cela sera d'autant plus important qu'il s'agira d'inciter les producteurs à adopter des PGB par le biais ou non de politiques.

Les modèles de programmation mathématique offrent quand à eux l'avantage de tenir compte du fait que l'adoption des PGB implique de multiples intervenants. Les objectifs visés par un intervenant peuvent alors être contradictoires entre eux et/ou avec ceux des autres intervenants. Le fait que les cibles d'émission de substances polluantes ne puissent être atteintes que par l'adoption de plusieurs PGB, joue donc en faveur de ces modèles. De plus, cette approche permet l'intégration des activités des différentes disciplines et cela à toutes les étapes des projets de recherche. La programmation mathématique est également très utile lorsqu'il s'agit d'effectuer les analyses au niveau régional ou provincial. Il faudra cependant garder à l'esprit que ces approches sont très tributaires des données issues d'études préliminaires et que ces dernières devront par conséquent être convenablement réalisées.

Les modèles économétriques se base sur des données réelles. Lorsque les données auront été récoltées sur plusieurs années, il sera possible d'avoir des mesures de l'évolution de l'efficacité environnementale et ainsi de donner du crédit aux producteurs pour les efforts qu'ils ont réalisés. Par ailleurs, les approches économétriques permettent de générer des intervalles de confiance à partir des simulations effectuées, ce qui est très souvent utile. Le fait que les approches économétriques soient tributaires des données peut également constituer un inconvénient lorsque celles-ci ne sont pas de qualité et cela implique de résoudre plusieurs problèmes économétriques. De plus, les approches récentes traitant de manière spécifique de la question des polluants semblent exigeantes sur le plan méthodologique.

Cette revue de littérature a montré que relativement peu d'études économiques scientifiquement rigoureuses ont été appliquées dans la province de Québec au niveau de l'utilisation des PGB. À quelques exceptions près, les études réalisées dans le contexte du Québec l'ont été par la méthodologie de la budgétisation partielle et n'ont traité que de l'adoption de PGB considérées individuellement. Cela est très largement insuffisant étant donné que les cibles environnementales fixées aux producteurs, notamment à l'échelle des bassins versants, impliquent très souvent l'adoption de plusieurs PGB aux effets synergiques. Les données physiques disponibles indiquent qu'il existe une grande variabilité spatio-temporelle et cela même à l'intérieur d'un bassin versant. Il est donc important que des études économiques viennent compléter l'important travail de collecte de données biophysiques qui est réalisé à l'échelle des bassins versants. Ce travail est d'autant plus important qu'il est de plus en plus suggéré que les politiques visant l'adoption de PGB soit spécifiques. Ces études devront impérativement tenir compte de la multiplicité des PGB susceptibles d'être mises en place afin d'atteindre les objectifs environnementaux. Il sera donc sans doute nécessaire d'utiliser des méthodes de programmation mathématique et/ou économétrique.

Enfin, signalons qu'initialement cette étude avait également pour ambition de tester certaines des approches exposées en utilisant les bases de données sur les bassins versants disponibles à l'IRDA. Malheureusement, ces bases de données ne comportaient pas suffisamment d'informations économiques spécifiques aux fermes du bassin versant. Leur utilisation dans le cadre des approches de programmation mathématique et économétrique impliquait la collecte auprès des fermes de données supplémentaires. Ces bases de données n'étaient donc directement utilisables que pour l'approche de budgétisation partielle et avec comme seul résultat de générer des résultats d'ordre général. Cette revue de littérature met donc en évidence la nécessité de compléter les données disponibles en y adjoignant des données économiques.

7 Références bibliographiques

- Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). 2000. Les meilleures pratiques de gestion agricoles. Disponible à l'adresse <http://www.agr.gc.ca/pfra/water/agribtm.pdf>. Site consulté le 11 janvier 2008.
- American Agricultural Economics Association (AAEA). 2000. Commodity costs and returns estimation handbook. A report to the AAEA task force on commodity costs and returns. Ames, Iowa. Disponible à l'adresse <http://www.economics.nrcs.usda.gov/care/Aaea/>. Site consulté le 16 décembre 2007.
- Anselin, L., R. Bongiovanni et J. Lowenberg-DeBoer. 2004. A spatial econometric approach to the economic of site-specific nitrogen management in corn production. *American Journal of Agricultural Economics* 86(3) : 675-687.
- Atkinson, S. E. and J. H. Dorfman. 2005. Bayesian measurement of productivity and efficiency in the presence of undesirable outputs: crediting electric utilities for reducing air pollution. *Journal of Econometrics* 126 : 445-468.
- Ball, V. E., R. G. Felthoven, R. F. Nehring, and C. J. Morrison Paul (2002). Costs of Production and Environmental Risk: Resource-Factor Substitution in U.S. Agriculture. In V.E. Ball and G. W. Norton (eds.), *Agricultural Productivity: Measurement and Sources of Growth*, pp. 293-310. Kluwer Academic Publisher, Boston, MA.
- Beaudin, I., J. Deslandes, A. R. Michaud, F. Bonn et C. A. Madramootoo. 2006. Variabilité spatio-temporelle des flux de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière aux Brochets, au sud-ouest du Québec. Partie I : Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT. *Agrosolutions* 17(1) : 4-20.
- Bérubé, C. 2004. Impact des brise-vent sur la productivité en grandes cultures dans le Québec méridional. Rapport préliminaire, Agri-Action de la Montérégie inc.
- Bonin, J.-P. 2007. Le rôle de l'arbre en agriculture. Quelques données. Environnement – Érosion et conservation des sols. Disponible à l'adresse : http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/F8E8FD67-3391-41F0-ABD5-7FC30ACC616F/11891/GTA320407_Role_arbre_jean_pierre_bonin_Sl.pdf. Site consulté le 12 février 2008.
- Brethour, C., B. Sparling, B. Cortus, M. Klimas, T-L. Moore et J. S. Richards. 2007. Évaluation économique des pratiques de gestion bénéfiques pour les éléments nutritifs des cultures au Canada. Rapport définitif du Georges Moris Centre produit pour le Conseil des nutriments culturaux.
- Centre de recherche sur les coûts de production en agriculture (CECPA). 2004. Cahier méthodologique général pour la réalisation des coûts de production ASRA.

- Centre de recherche sur les coûts de production en agriculture (CECPA). 2006. Cahier méthodologique général pour la réalisation des coûts de production ASRA.
- Coelli, T., S. Singh et E. Fleming. 2003. An input distance function approach to the measurement of technical and allocative efficiency: with application to Indian dairy processing plants. Unpublished manuscript.
- Coiner, C., J. J. Wu et S. Polasky. 2001. Economic and environmental implications of alternative landscape designs in the Walnut Creek Watershed of Iowa. *Ecological Economics* 38: 119–139.
- Dissart, J.-C., L. Baker et P. J. Thomassin. 2000. The economics of erosion and sustainable practices: The case of the Saint-Esprit Watershed. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 48: 103-122.
- EcoRessources. 2008. Analyse des coûts et avantages relatifs aux options possibles en vue d'une politique de biens et services environnementaux (BSE). Deuxième et troisième rapport d'étape préparés pour Agriculture et Agroalimentaire Canada. Avec la participation de IIDD et l'IRDA.
- Ehui, S. et B. Rey. 1992. Partial budget analysis for on-station and on-farm small ruminant production system research: Method and data requirements. In *Small Ruminant Research and Development in Africa*. Ed. by B. Rey, S. H. B. Lebbie and L. Reynolds. Proceedings for the First Biennial Conference of The African Small Ruminant Research Network, ILRAD, Nairobi, Kenya.
- Färe, R., S. Grosskopf, D.-W. Noh et W. Weber. 2005. Characteristics of polluting technology: Theory and practice. *Journal of Econometrics* 126: 469-492.
- Fernandez, C., G. Koop et M. F. J. Stelle. 2002. Multiple-output production with undesirable outputs: An application to nitrogen surplus in agriculture. *Journal of American Statistical Association* 97(458): 432-442.
- Fleming, R., B. Babcock et E. Wang. 1998. Resource or waste? The economics of swine manure storage and management. *Review of Agricultural Economics* 20(1): 96-113.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nation (FAO). 2003. Économie de l'agriculture de conservation. Rome.
- Galdeano-Gomez, E. et J. Céspedes-Lorente. 2004. The effect of quality-environmental investment on horticultural firms' competitiveness. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 52: 371-386.
- Gassman, P. W., E. Osei, A. Saleh, J. Rodecap, S. Norvell et J. Williams. 2006. Alternative practices for sediment and nutrient loss control on livestock farms in Northeast Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117: 135-144.

- Hamilton, C. et M. Khakbazan. 2006. A bibliography of watershed evaluation of beneficial management practices. Economics literature review. Prepared for Watershed Evaluation of Beneficial Management Practices (WEBs) Project.
- Hansen, L. G. 2004. Nitrogen fertilizer demand from Danish crop farms: Regulatory implications of heterogeneity. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 52: 313-331.
- Hardy, D. H., D. L. Osmond et A. Wossink. 2002. The economics of fertilizer management, Soils Facts, AG-439-45, North Carolina State University. Raleigh, NC. Disponible à l'adresse <http://www.soils.ncsu.edu/publications/soilsfacts/AG-439-43/fertmg07-30-021.pdf>. Site consulté le 12 janvier 2008.
- Helmers, G. A. et M. J. Watts. 1992. Measurement issues relating to economic analysis. In costs and returns for agricultural commodities : Advances in concepts and measurement. Ed M.C. Ahearn and U. Vasavada. Westview Press. Pp 25-42.
- Huhtala, A. et P.-O. Marklund. 2005. Environmental target and shadow prices of bad outputs in organic and conventional farming. Contributed Paper, European Association of Agricultural Economists. 11th Congress, Copenhagen, Denmark.
- Janssen, R. 1992. Multiple objective decision support for environmental management. Dordrecht Netherlands : Kluwer Academic Publishers.
- Johansson, R. C., P. H. Gowda, D. J. Mulla et B. J. Dalzell. 2004. Metamodelling phosphorus best management practices for policy use: a frontier approach. *Agricultural Economics* 30: 63–74.
- Jorgenson, D. W. 2000. Econometrics. Volume 1: Econometric modeling of producer behavior. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England.
- Khanna, M., W. Yang, R. Farnsworth et H. Onal. 2003. Cost-effective targeting of CREP to improve water quality with endogenous sediment deposition coefficients. *American Journal of Agricultural Economics* 85: 538-553.
- Knowler, D. 2001. The economics of soil productivity in Sub-Saharan Africa. FAO Soils Bulletin, Land and Water Division, FAO, Rome. Disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/ecsoilpr.pdf>. Site consulté le 11 décembre 2007.
- Knowler, D. 2003. Explaining the financial attractiveness of soil and water conservation – A meta-analysis model. Paper presented at the 2003 Soil and Water Conservation Society's Annual Conference, Spokane, Washington. July 26-30.
- Knowler, D. et B. Bradshaw. 2007. Farmers' Adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy* 32: 25-48.
- Knowler, D., B. Bradshaw et D. Gordan. 2001. The economics of conservation agriculture. Report prepared for the United Nations' Food and Agricultural Organization. Disponible à l'adresse <http://www.fao.org/DOCREP/004/Y2781E/Y2781E00.htm> Site consulté le 11 décembre 2007.

- Ledgard, S. F., P. R. Journeaux, H. Furness, R. A. Petch et D. M. Wheeler. 2004. Use of nutrient budgeting and management options for increasing nutrient use efficiency and reducing environmental emissions from New Zealand farms. Papier présenté à OECD Expert Meeting on Farm Management Indicators and the Environment, 8-12 March 2004. Palmerston North, New Zealand.
- Lynch, L. et B. Tjaden. 2000. When a landowner adopts a riparian buffer – Benefits and costs. University of Maryland Cooperative Extension Fact Sheet Publication FS774.
- Martel, S., S. Seydoux, A. Michaud et I. Beaudin. 2006. Évaluation des effets combinés des principales pratiques de gestion bénéfiques (PGB). Revue de littérature et schéma décisionnel pour la mise en œuvre de PGB. Document rédigé dans le cadre de l'INENA.
- Mettepenningen, E. G., A. Verspecht, G. Van Huylenbroeck, M. D'haese, J. Aertsens et V. Vandermeulen. 2007. Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes. ITAES Working paper 6 (Consolidated report).
- Michaud, A., I. Beaudin, J. Deslandes, F. Bonn et C. A. Madramootoo. 2006. Variabilité spatio-temporelle des flux de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière aux Brochets, au sud du Québec. Partie II: Évaluation de l'effet de scénarios agroenvironnementaux alternatifs à l'aide de SWAT. *Agrosolutions* 17(1): 21-32.
- Monaghan, R. M., M. J. Hedley, H. J. Di, R. W. McDowell, K. C. Cameron et S. F. Ledgard. 2007. Nutrient management in New Zealand pastures – Recent developments and future issues. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 50: 181-201.
- Morisson Paul, C. J. et R. Nehring. 2005. Product diversification, production systems, and economic performance in U.S. Agricultural Production. *Journal of Econometrics* 126: 525-448.
- Moumouni, M., S. Zekri et G. Flichman. 2000. Modelling the trade-offs between farm income and the reduction of erosion and nitrate pollution. *Annals of Operational Research* 94(1-4): 91-103.
- OCDE. 2007. Les coûts de mise en œuvre des politiques agricoles. Les Éditions de l'OCDE, 2, Paris Cedex 16.
- Ossyba-Etchinda. A. 2003. Vers une méthodologie d'évaluation monétaire des dommages associés à l'érosion des sols agricoles et des avantages issus des bandes riveraines à l'échelle du bassin versant: Application au bassin versant de la rivière Boyer. Université Laval, Rapport de stage professionnel.
- Paterson, R. W. et K. J. Boyle. 2005. Costs and benefits of Riparian forest management: A literature review. Industrial Economics, Incorporated Final Report prepared for Minnesota Forest Resources Council.
- Qiu, R. 2005. Using multi-criteria decision models to assess the economic and environmental impact of farming decisions in an agricultural watershed. *Review of Agricultural Economics* 27(2): 229-244.

- Reetz, Jr. H. F. et G. D. Schnitkey. 2002. Economics of nutrient systems and sources. *Better Crops* 86 (2): 10-13.
- Reinhard, S. and G. Thijssen. 2000. Nitrogen efficiency of Dutch dairy farms: a shadow cost system approach. *European Review of Agricultural Economics* 27(2): 167-186.
- Ribaudo, M., A. Cattaneo et J. Agapoff. 2004. Cost of meeting manure nutrient application standards in hog production: The roles of EQIP and fertilizer offsets. *Review of Agricultural Economics* 26(4): 430-444.
- Smith, E. G., T. L. Peters, R. E. Blackshaw, C. W. Lindwall et F. J. Larney. 2006. Economics of reduced tillage fallow-crop systems in dark brown soil zone of Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 76: 411-416.
- Sharpley, A. N. et J. R. Williams. 1990. EPIC – Erosion productivity impact calculator: vol. 1. Model Documentation. USDA Technical Bulletin No 1768, Washington, DC.
- Sorrenson, W. J. 1997. Financial and economic implication of no-tillage and crop rotation compared to conventional cropping systems. TCI Occasional Paper Series No. 9, Rome FAO.
- St-Pierre, N. 2001. Economic factors affecting nutrient balance on dairy farms. *Advances in Dairy Technology* 13: 263-281.
- Stoecker, A., M. A. Ramariz et T. Ancev. 2004. Use of GIS simulation and mathematical programming to determine economically efficient pollution abatement in a watershed. Paper presented at International Seminar on Agricultural and Natural Resource Economics, Medellin, Columbia. December 6-7, 2004.
- Stonehouse, P. D. 1997. Socio-economics of alternative tillage systems. *Soils and Tillage Research* 43(1-2): 109-130.
- Theriault, V. 2004. Comment concilier agriculture, économie et environnement? Université Laval, Rapport de stage professionnel.
- Van Dyke L. S., D. J. Bosch et J. W. Pease. 1999. Impacts of within-farm soil variability on nitrogen pollution control costs. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 31(1): 149-159.
- Vézina, A., F. Lebel et C. Rivest. 2007. Analyse des coûts et bénéfices reliés à l'aménagement de haies brise-vent autour des bâtiments d'élevage porcin. Syndicat des producteurs de porcs de la Mauricie.
- Williams, J. R., C. A. Jones et P. T. Dyke. 1988. EPIC, The erosion productivity index calculator. Model Documentation, vol. 1. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Temple, TX.
- Yang, W. et A. Weersink. 2004. Cost-effective targeting of Riparian buffers. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 52: 17-34.

Yang, W., M. Khanna et R. Farnsworth. 2005. Effectiveness of conservation programs in Illinois and gains from targeting. *American Journal of Agricultural Economics* 87(5): 1248-1255.

Yang, W., M. Khanna, R. Farnsworth et H. Önal. 2005. Is geographical targeting cost-effective? The case of the conservative reserve enhancement program in Illinois. *Review of Agricultural Economics* 27(1): 70-88.

8 Annexe

Tableau A1: Différents éléments à prendre en compte lors de l'établissement de coûts dans les productions végétales (CECPA,2005)

Coûts variables	1	Semences nettes
	2	Fertilisants nets
	3	Pesticides nets
	4	Chaux
	5	Location machinerie
	6	Location bâtiments
	7	Location fonds de terre
	8	Entretien machinerie
	9	Salaires employés et retenues
	10	Carburants
	11	Frais de sechage et propane
	12	Frais d'entreposage
	13	Travaux à forfait
	14	Plan conjoint
	15	Autres frais de mise en marché
	16	Électricité
	17	intérêts à court terme
	18	Cotisation ASRA
		Total des coûts variables (A)
Coûts fixes	19	Entretien des bâtiments
	20	Entretien fonds de terre
	21	Assurances
	22	Taxes foncières nettes
	23	Intérêts sur emprunts à MT et LT
	24	Autres coûts
Autres coûts	25	Amortissements
	26	Rémunération de l'exploitant
	27	Rémunération de la famille
	28	Rémunération avoir net
		Total autres coûts (C)
Total des coûts D = A + B + C		
Revenus en moins	29	Assurance récolte nette
	30	Revenus divers
Coûts de production F = D – E		