

**L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES COÛTS ASSOCIÉS À L'IMPACT
ENVIRONNEMENTAL DES PRODUCTIONS AGRICOLES :
ÉTAT DE LA SITUATION ET APPLICATION AU QUÉBEC.**

Rapport rédigé pour le ministère de l'Environnement du Québec

**Par
Guy Debailleul, professeur titulaire
Louis Samuel Jacques, agr.
Esther Salvano, M. Sc.
Olivier Tremblay**

**Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval, Québec**

31 mars 2003

NOTE AU LECTEUR

Dans le contexte de l'exercice de consultation mené par la Commission du BAPE sur le développement durable de la production porcine au Québec, le Ministère de l'Environnement du Québec a pris l'initiative de donner un mandat à M. Guy Debailleul, professeur à l'Université Laval, d'apporter certains éléments d'information de nature à éclairer les travaux de la Commission sur la question des coûts environnementaux associés à la production agricole intensive.

Ce rapport se situe dans le prolongement des réponses apportées aux trois questions adressées par la Commission au Ministère de l'environnement du Québec¹, dans l'optique d'apporter une réponse la plus complète possible aux interrogations formulées par les citoyens et la Commission.

Toutefois, les auteurs tiennent à préciser que le contenu du présent document n'engage en aucune manière la responsabilité du ministère de l'Environnement du Québec, ni ne préjuge d'aucune prise de position en la matière.

¹ Voir la question (www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/ques1.pdf) et la réponse du ministère (www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/Ques1-1.pdf).

TABLE DES MATIÈRES

NOTE AU LECTEUR	I
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vii
1. INTRODUCTION	1
1.1 Objectifs du projet.....	1
1.2 Contenu du rapport.....	2
1.3 Remarques.....	2
2. MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE	4
2.1 Valeur économique de l'environnement.....	4
2.2 Méthodes d'évaluation économique.....	6
2.2.1 Méthodes directes.....	7
2.2.2 Méthodes indirectes.....	11
2.2.3 Dépenses évitées ou d'évitement.....	15
2.2.4 Limites pour l'ensemble des méthodes d'évaluation économique	18
3. MÉTHODE DU TRANSFERT DES BÉNÉFICES	21
3.1.1 Transfert de bénéfices.....	22
3.1.2 Catégories de transfert de bénéfices	22
3.1.3 Conditions de succès d'un transfert	25
3.1.4 Limites et critiques	26
3.1.5 Le transfert de bénéfices dans le contexte québécois.....	28
4. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	31
4.1 Impacts environnementaux de l'agriculture intensive	32
4.1.1 Qualité des sols	35
4.1.2 Qualité de l'eau de surface et souterraine.	35
4.1.3 Qualité de l'air	36
4.1.4 Écosystèmes et biodiversité	36
4.1.5 Paysages	36
4.1.6 Dimensions spatiale et temporelle	37
4.2 Études existantes sur l'évaluation des coûts environnementaux	37
4.2.1 Démarches complètes	38

4.2.2	Qualité du sol	44
	Valeur productive des sols.....	44
	Valeur marchande des sols	45
	Réduction de l'utilisation des pesticides.....	46
	Contamination	47
4.2.3	Qualité et quantité de l'eau	47
4.2.4	Valeur des propriétés, villégiature	54
4.2.5	Écosystèmes	55
4.2.6	Valeur des paysages	55
4.2.7	Patrimoine culturel	57
4.2.8	PIB ajusté	57
4.2.9	Caractéristiques de la demande et de l'offre pour des services environnementaux	60
4.3	Synthèse	62
5.	ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX DANS LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS.....	63
5.1	Conditions de transposition	63
5.1.1	Part de responsabilité de l'agriculture intensive.....	63
5.1.2	Taux de change, taux d'inflation et parité de pouvoir d'achat.....	65
5.1.3	Population et nombre de ménages	67
5.1.4	Facteurs non considérés	67
5.2	Transferts de bénéfices – Présentation des résultats.....	68
5.2.1	Qualité et quantité de l'eau de surface.....	68
5.2.2	Écosystèmes (activités de plein air)	70
5.3	Calculs <i>ad hoc</i>	72
5.4	Discussion des résultats	73
6.	CONCLUSION.....	77
6.1	Synthèse du rapport.....	77
6.2	Recommandations pour des recherches futures	79
7.	RÉFÉRENCES	81

ANNEXE A**ANNEXE B**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1	Classification et caractérisation des externalités environnementales de l'agriculture intensive (inspiré de Pillet <i>et al.</i> , 1999; Weersink, 2002)	34
Tableau 4.2	Coûts et bénéfices monétisés annuels totaux, selon deux scénarios, et seulement pour la catégorie des plus gros élevages concentrés, selon la classification de USEPA [2002].	39
Tableau 4.3	Résultats de l'appréciation des effets externes de l'agriculture suisse 1998-2008 [Pillet <i>et al.</i> , 2000].....	44
Tableau 4.4	Synthèse d'études portant sur l'évaluation des coûts environnementaux.....	48
Tableau 4.4	Synthèse d'études portant sur l'évaluation des coûts environnementaux (suite)	49
Tableau 4.5	Les externalités de l'agriculture moderne au Royaume-Uni, aux Etats-Unis et en Allemagne, tiré de Pretty <i>et al.</i> [2001].	58
Tableau 5.1	Importance relative des charges de phosphore et d'azote en provenance des différents secteurs (à l'embouchure).	64
Tableau 5.2	Valeurs monétaires des externalités négatives liées à l'agriculture intensive pour le Québec et les régions de Chaudière-Appalaches et de la Montérégie (en millions de \$ canadiens par année).	75
Tableau A.1	Données monétaires associées aux usages de l'eau.....	91
Tableau A.1	Données monétaires associées aux usages de l'eau (suite).....	92
Tableau B.1	Précisions sur l'évaluation des coûts environnementaux	93

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1	Rosace de durabilité de l'agriculture suisse [Pillet <i>et al.</i> , 2000].....	45
Figure 5.1	Distribution des valeurs des surplus de consommateur des données composant la méta-analyse [Rosenberger et Loomis, 2000]	71

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les résultats de l'étude d'évaluation économique des coûts associés à l'impact environnemental des productions agricoles, et plus particulièrement de productions animales intensives et cultures végétales associées, dans le contexte québécois. Le développement rapide de la production animale, et tout spécialement de la production porcine au Québec, s'est accompagné d'impacts environnementaux importants, en particulier dans le domaine de la qualité des eaux de surface et souterraines, de nuisances en terme d'odeurs et de qualité de l'air. Les productions végétales associées peuvent contribuer également à exercer des pressions environnementales, notamment en ce qui concerne les cultures à rangées espacées telles le maïs. L'atténuation de ces impacts environnementaux peut passer par l'adoption, l'adaptation et la mise en œuvre des réglementations ou de programmes environnementaux. Toutefois, la conception d'un règlement ou d'un programme environnemental impose la recherche de l'efficacité en termes pigouviens, ce qui signifie que les gains réalisés au niveau de l'amélioration de la qualité de l'environnement doivent être supérieurs aux coûts supportés par les producteurs ou éventuellement par l'État lorsqu'il s'agit de programmes incitatifs. Ceci pose la question de l'évaluation économique de ces impacts environnementaux.

1.1 Objectifs du projet

Dans ce contexte, les objectifs de cette étude se divisent en deux volets principaux. Un premier volet consiste à déterminer les impacts environnementaux pouvant faire l'objet d'une évaluation économique. Cela va conduire à identifier les impacts, les biens et services environnementaux pouvant être concernés par la problématique des productions animales intensives. À l'aide des méthodes d'évaluation économique, il est possible d'associer une valeur économique à ces éléments, pour lesquels il n'existe pas de marché. Le deuxième volet du projet porte sur l'évaluation des données dans le contexte québécois afin de préciser les coûts associés à l'impact environnemental des productions agricoles.

1.2 Contenu du rapport

Dans ce rapport final sont présentés successivement les principaux éléments permettant l'évaluation économique des coûts environnementaux des productions animales intensives en contexte québécois. Ainsi, les méthodes d'évaluation de biens et services environnementaux sont décrites au chapitre 2. La justification et la présentation d'un ensemble de méthodes permettant de transférer des résultats d'un site d'origine à un site d'accueil (en l'occurrence le Québec), sont présentées au chapitre 3. Évidemment, les limites de toutes ces méthodes sont soulignées, car elles sont importantes et déterminantes sur la nature et la précision des résultats générés. Le chapitre 4 présente dans un premier temps plusieurs aspects importants à considérer dans le cadre de cette problématique. La liste des éléments qui devraient être idéalement considérés pour répondre au questionnement proposé y est dressée. La partie suivante fait le lien entre l'idéal et la réalité en offrant différents éléments de réponse chiffrés fournis par la littérature scientifique. Le chapitre 5 effectue le transfert de bénéfices proprement dit, en laissant la démarche complètement ouverte. Certains calculs supplémentaires y sont aussi exécutés afin d'obtenir des résultats impossibles à trouver dans la littérature mais relativement faciles à estimer. Les données sont présentées pour le Québec, mais aussi pour deux régions administratives où l'agriculture est particulièrement intensive, soit Chaudière-Appalaches et la Montérégie. Ce chapitre se termine par la discussion ou la mise en valeur des concepts, considérations et valeurs donnant corps à ce travail. Finalement le dernier chapitre présente en guise de synthèse et de conclusion une discussion des résultats obtenus pour l'évaluation des coûts environnementaux des productions intensives dans le contexte du Québec et propose des pistes de recherches ultérieures.

1.3 Remarques

Il est à préciser que cette étude ne considère pas les coûts de mise aux normes ni les coûts de programmes, parfois confondus avec les coûts environnementaux (par exemple GREPA [2000]). Par coûts de mise aux normes, on entend les coûts qui sont reliés, par exemple, à l'installation d'une fosse pour entreposer les lisiers, au traitement des rejets, à la production de rapports (tels que le Programme agroenvironnemental de fertilisation ou PAEF) ou à l'achat de permis. Par ailleurs, les coûts de programme désignent les dépenses encourues

par les gouvernements pour administrer et mettre en valeur les différents règlements et programmes agroenvironnementaux (frais d'administration, d'inspection, etc.)

Par ordre d'importance, la bibliographie de ce rapport a été constituée à l'aide : des bases de données *CAB abstract*, *Current contents*, et *Econlit* utilisés à partir du site de la bibliothèque de l'Université Laval, de même que sur *Google*. Certains textes avaient été trouvés pour d'autres études et s'avéraient pertinents pour le présent travail. Enfin, quelques articles ont été référés par des collègues intéressés, que nous remercions.

2. MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

Que ce soit pour protéger l'environnement, fixer le montant de la réparation des dommages ou appuyer les décisions publiques ou privées, il est nécessaire de chercher à mieux évaluer les biens et services environnementaux [Bontemps et Rotillon, 1998]. Pour bien utiliser les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement, il faut préciser ce que l'on cherche à mesurer et selon quels principes va se faire cette estimation. L'évaluation monétaire des dommages ou bénéfiques constitue une composante essentielle de l'économie de l'environnement [Barde, 1992]. En ce sens, des méthodes ont été développées dans l'optique de réaliser cette évaluation transposant des données environnementales en données économiques. Ces diverses méthodes ont pour objectif de quantifier en termes monétaires le gain ou la perte de bien-être d'un individu associée à une amélioration ou à une détérioration de la qualité d'un service rendu par une ressource naturelle.

Les différentes valeurs économiques sont présentées dans la section suivante. Une revue sommaire de la littérature a permis l'identification des principales méthodes d'évaluation monétaire des services environnementaux. Leur description ainsi que leurs forces et faiblesses respectives sont présentées dans la section suivante. Les principales méthodes d'évaluation présentées ici sont l'évaluation contingente, la méthode des prix hédonistes, les coûts de transport, les dépenses évitées ou d'évitement, et les coûts de remplacement [Tietenberg, 2000].

2.1 Valeur économique de l'environnement

Pour en arriver à accorder une valeur à des biens et des services environnementaux, il est nécessaire de se servir des préférences individuelles reliées à ces activités. De ces préférences, on peut en déduire une courbe de demande, c'est-à-dire le consentement à payer d'un individu qui détermine le surplus du consommateur. C'est ce surplus que l'on retient en tant que mesure économique des valeurs environnementales [Barde, 1992]. En d'autres termes, les individus expriment leurs préférences par leur consentement à payer ou à recevoir, que ce soit pour un bien environnemental ou pour un dédommagement et ce, dans un marché fictif ou effectif [Faucheux et Noël, 1995]. Le surplus s'évalue à partir de la

différence mesurée entre les dépenses réelles des usagers et ce qu'ils seraient éventuellement prêts à payer pour continuer à avoir accès à ce bien. Ainsi, la fonction, dans sa version la plus simple, se présentera sous la forme d'une droite de pente négative, car la quantité demandée augmente quand les prix diminuent.

Par contre, certains phénomènes environnementaux ne sont pas reliés directement à un marché et n'entrent donc pas monétairement dans une courbe de demande ou d'offre. Entre donc en jeu le concept d'externalité qui nécessite l'existence de méthodes indirectes pour que les coûts soient internalisés et que l'environnement soit pris en ligne de compte correctement dans le choix des décideurs. Selon Besanko et Braeutigam [2002], les externalités se définissent ainsi : *"An action by a consumer or a producer that affects other consumers or producers, but is not reflected in the market price"* ou *"The effect that an action of any decision maker has on the well-being of other consumers or producers, beyond the effects transmitted by changes in prices"*. Les externalités constituent des défaillances des marchés et sont particulièrement présentes dans des phénomènes comme les nuisances sonores, la pollution atmosphérique et la pollution des eaux [Faucheux et Noël, 1995]. À long terme, elles peuvent constituer une cause importante de détérioration et de gaspillage des ressources naturelles si elles demeurent ignorées ou non prises en compte. Par contre, une externalité peut autant être négative (diminuer la valeur d'un produit) que positive (un beau paysage par exemple). Il demeure important, dans un cas comme dans l'autre, de les considérer lors de prises de décisions politiques pouvant avoir un impact sur les marchés. L'analyse avantages-coûts exige que la valeur d'un bien ou d'un service soit déterminée, ce qui signifie que l'absence de marché nous pousse donc à recourir à différentes méthodes pour y répondre adéquatement. On peut chercher par exemple à réduire l'usage de pesticides et incidemment les risques associés, pour obtenir un bénéfice environnemental qui ne peut être évalué par le marché [Brethour et Weersink, 2001].

2.2 Méthodes d'évaluation économique

Comme les productions agricoles intensives ont des impacts environnementaux significatifs, il peut être opportun de chercher à évaluer ces impacts. Pour permettre aux décideurs d'avoir le plus de données possibles en main lors de l'analyse des coûts sociaux des productions intensives, certaines méthodes ont été développées au cours des dernières décennies. Certaines de ces méthodes sont reconnues et malgré les nombreuses critiques dont elles font l'objet, elles demeurent des outils nécessaires pour faire l'évaluation économique des biens et services environnementaux. De façon générale, ces méthodes servent surtout à donner un ordre de grandeur, car une évaluation parfaite est à peu près impossible et sans réelle signification.

Il existe plusieurs façons de classer les méthodes d'évaluation économique. On classe habituellement les méthodes d'évaluation en deux catégories : (i) les *méthodes directes*, où les préférences sont exprimées (*stated preferences*) sur le marché en question et, (ii) les *méthodes indirectes*, où les préférences sont plutôt révélées (*revealed preferences*) sur des marchés autres mais reliés au problème [de Groot *et al.*, 2002; Hockby et Söderqvist, 2001; Tietenberg, 2000; Bontemps et Rotillon, 1998]. Selon Rosenberger et Loomis [2000], les préférences révélées s'avèrent souvent plus faibles que les préférences exprimées selon leurs régressions. En d'autres termes, les méthodes indirectes donnent des résultats moins élevés que les méthodes directes pour les estimations de la valeur de biens et services environnementaux.

Les méthodes directes consistent essentiellement à estimer en termes concrets la valeur d'un produit ou d'un bien [Mathews *et al.*, 2002]. La principale méthode est l'évaluation contingente où le consentement à payer (ou à recevoir) des individus est évalué : elle est la plus connue. À l'opposé, les méthodes indirectes tentent de créer ou d'observer des marchés de substitution où il sera possible d'observer le comportement d'agents économiques. Les principales méthodes retenues relevant des préférences révélées sont les prix hédonistes, les coûts de transport, les dépenses d'évitements et le coût de remplacement. Il existe d'autres méthodes moins utilisées; il n'est pas pertinent de les présenter ici puisqu'elles ne sont pas présentes dans les études considérées dans ce rapport.

2.2.1 Méthodes directes

2.2.1.1 *Évaluation Contingente*

Le marché ne fournit pas obligatoirement les renseignements nécessaires à l'évaluation économique. C'est pourquoi on peut avoir recours à un marché fictif où seront analysés des prix hypothétiques reliés aux biens environnementaux. La méthode de l'évaluation contingente s'inscrit dans cette optique et constitue la principale méthode d'évaluation économique de biens, services, impacts ou améliorations environnementales. Elle est certainement la méthode la plus utilisée et une des plus simples à réaliser. La méthode d'évaluation contingente a connu un essor surtout à cause de l'obligation faite à l'USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), à partir du début des années '90, d'appuyer toutes ses propositions de modifications réglementaires sur des études économiques. Ici, tout est hypothétique; les individus font état de leurs préférences, la plupart du temps en répondant à un questionnaire. L'estimation des coûts des externalités est donc réalisée en créant un marché fictif où s'exprime le consentement à payer des individus [UQCN, 2000]. C'est une évaluation *contingente*, car il s'agit de demander aux individus comment ils réagiraient s'ils étaient placés dans une situation particulière [Mathews *et al.*, 2002]. Un des nombreux avantages de l'évaluation contingente est associé à sa flexibilité et à son applicabilité : elle peut être modelée pour n'importe quelle étude qui demeure compréhensible pour les répondants.

En posant explicitement des questions aux individus, il est possible de leur faire exprimer leur consentement à payer. Le format du questionnaire est souvent établi de la façon suivante : plusieurs alternatives sont présentées aux individus. Par exemple le *statut quo*, une amélioration légère de la qualité de l'eau d'un lac qui signifierait qu'on pourrait désormais s'y baigner, une amélioration plus substantielle de la qualité d'un lac qui ferait en sorte que l'on pourrait boire cette même eau, etc. À chaque possibilité est associée une valeur monétaire indiquant le consentement à payer des individus pour la conservation ou l'amélioration du bien environnemental en question.

Une distinction importante doit être faite entre le consentement à payer (*CAP*) et le consentement à recevoir (*CAR*) (respectivement *willingness to pay* et *willingness to accept*). Le consentement à payer est l'argent qu'un individu est prêt à déboursier pour, par exemple,

l'amélioration d'un bien environnemental. Le consentement à accepter est le montant d'argent qu'un individu est prêt à recevoir pour un dédommagement suite à des pertes ou à une dégradation d'un bien environnemental [Randall, 2002]. Selon Horowitz et McConnell [2002], ce qu'il faut retenir de cette distinction, c'est essentiellement que les valeurs estimées pour le *CAP* et le *CAR* ne sont pas égales, pour une même variation de la qualité d'un bien environnemental contrairement à ce que pourrait suggérer le postulat de rationalité économique des consommateurs. De façon générale, le *CAR* est supérieur au *CAP*, car les individus ont plus tendance à valoriser un bien qu'ils possèdent, lui accordant une valeur sentimentale par exemple, qu'un bien qu'ils convoitent [Randall, 2002]. La mise en évidence de ce fait a suscité beaucoup d'interrogations sur la portée pratique, voire la valeur intrinsèque de cette méthode.

Le consentement à payer est fonction de plusieurs facteurs possédant chacun des niveaux d'importance particuliers. Ainsi, le revenu, la connaissance et la sensibilisation aux problèmes environnementaux, la volonté de payer plus de taxes et d'impôts sont divers facteurs qui ont été utilisés dans la littérature pour expliquer le consentement à payer [Mathews *et al.*, 2002]. Normalement, une grande connaissance des problèmes environnementaux et un revenu élevé seront associés à un consentement à payer plus élevé [UQCN, 2000]. Cette technique est très utilisée aux États-Unis et fournit plusieurs données pour cette étude. Au Québec, il semble que plusieurs études utilisant les techniques de l'évaluation contingente ont été réalisées pour le compte d'Hydro-Québec [UQCN, 2000].

Limites de la méthode

Malgré ses nombreuses qualités et sa relative simplicité, l'évaluation contingente soulève aussi plusieurs interrogations. Tout d'abord, il est important de considérer dans les résultats d'évaluation contingente que la formulation même de la question peut avoir un impact sur les réponses fournies; des questions ouvertes donnent généralement des consentements à payer inférieurs à ceux obtenus par des questions fermées, ou encore dichotomiques (oui/non) [Gren *et al.*, 1997]. D'ailleurs, une grande diversité existe dans les façons de poser les questions, ainsi que dans les façons de les traiter afin d'en tirer des conclusions [Eisen-Hecht et Kramer, 2002; Arrow *et al.*, 1993]. Il est évident que cette diversité n'assure pas une uniformité nécessaire pour que l'évaluation contingente soit en tout temps fiable et valable.

Il existe certaines controverses dans l'évaluation contingente par rapport à l'exclusion des résultats nuls, nommés en anglais les *protest-bidders* (c'est-à-dire les répondants qui refusent d'attribuer un prix à un aspect environnemental ou refusent toute diminution de leur budget, que ce soit par une taxe, un permis, etc.). Les questionnaires sont généralement conçus de façon à identifier la raison des valeurs nulles, mais celle-ci n'est pas toujours cernée avec précision. Souvent, deux résultats sont présentés; l'un tenant compte de toutes les réponses, et l'autre excluant les valeurs nulles. Autrement, ou lorsque seulement une valeur est fournie, les auteurs expliquent habituellement comment ils ont interprété les valeurs nulles.

Dans la même optique, la validité des données est parfois remise en question à cause de la nature même du questionnaire. Certains individus peuvent chercher à répondre stratégiquement pour influencer le résultat final, d'autres sans trop réfléchir et sans prendre conscience des chiffres proposés sous prétexte qu'ils demeurent hypothétiques [Randall, 2002].

D'autres auteurs mettent en cause la formule du questionnaire et la complexité des questions. Il est suggéré que seuls les plus scolarisés répondent massivement au questionnaire, ce qui serait en partie explicable à cause d'un intérêt plus grand sur la question. L'autre explication étant que ceux qui possèdent un niveau de scolarisation moins élevé ont plus de difficulté à comprendre toutes les questions et à formuler des réponses convenables [Mathews *et al.*, 2002]. Le protocole du questionnaire peut aussi poser certains problèmes. Il a été observé que lorsqu'il y a des photos montrant la détérioration ou l'amélioration de l'environnement (par exemple de la pollution atmosphérique), la taille des photos affecte positivement la valeur du consentement à payer [Krupnick, 1993].

Par ailleurs, il est aussi évoqué que cette technique souffre de son caractère hypothétique. Étant donné qu'aucun échange réel de biens et de services n'est effectué, personne ne peut garantir que les résultats d'une évaluation contingente correspondent aux résultats qui se seraient produits dans une situation réelle de marché et d'échanges [Hökby et Söderqvist, 2001]. Cet aspect devient important quand les mêmes individus ou groupes répondent à plusieurs questionnaires différents. Advenant le cas où les paiements hypothétiques se concrétisaient, il faudrait s'attendre à ce que les paiements effectifs totaux soient plus bas

que ceux prédits par les études. Selon Høkby et Söderqvist [2001], le revenu peut jouer un rôle trop important dans le consentement à payer, car les biens environnementaux profitent souvent aux moins fortunés alors que ce sont ces derniers qui ont souvent un consentement à payer plus bas.

On mentionne également le fait qu'une évaluation contingente constitue une seule saisie dans le temps des préférences des individus. Cette prise dans le temps ne représente pas nécessairement un résultat fidèle au consentement à payer sur une période de temps plus longue [Brouwer, 2000].

Un lien peut être fait entre les valeurs fournies par les évaluations contingentes et le domaine de l'économie expérimentale. En effet, celui-ci est riche en exemples démontrant que la rationalité économique des agents est limitée pour de petites valeurs [Binmore et Klemperer, 2002]. Autrement dit, les gens ne font généralement pas tous les efforts pour avoir tous les renseignements pertinents lorsque les biens qu'ils considèrent ne sont pas dispendieux (ou occupent une faible part de leur budget); les consommateurs ne sont probablement pas aussi regardants sur les attributs du produit, le rapport exact quantité/prix, la qualité de sa fabrication, etc. pour du dentifrice que pour une maison. Or, les valeurs considérées dans la présente étude se situent quelque part entre ces deux extrêmes, assez près des petites valeurs; on peut donc entretenir des doutes additionnels sur leur exactitude.

Selon Hoehn et Randall [2001], l'information peut modifier de façon inégale les réponses que les participants donnent aux évaluations contingentes. Les répondants sont par leur nature hétérogène et possèdent une information de départ différente. L'arrivée de nouvelles informations aura donc des effets divergents sur les répondants, car ils ne sont pas tous au même point. Ainsi, le traitement qu'ils feront de l'information leur permettant de répondre à l'évaluation contingente sera hétérogène lui aussi, ce qui risque de fausser les données jusqu'à un certain point.

2.2.2 Méthodes indirectes

2.2.2.1 Méthodes des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes (ou prix hédoniques, *hedonic pricing method*) a été développée en utilisant le secteur immobilier pour estimer la valeur de certains attributs reliés à l'achat d'un bien de consommation, la plupart du temps une maison. Cette méthode part de l'hypothèse que certaines externalités négatives ou positives sont capitalisées dans la valeur immobilière des maisons et qu'on peut donc tenter d'estimer la valeur de ces externalités [Wilhelmsson, 2000]. Il s'agit en somme d'établir, dans les différences de prix des biens immobiliers, la part reliée à la dégradation de l'environnement ou à un avantage associé à ce dernier. Ainsi, les différences de prix constatées entre des biens possédants des caractéristiques relativement identiques traduiront les avantages ou les inconvénients reliés à la qualité de l'environnement. Le marché immobilier est une des seules places où des biens environnementaux sont échangés [Palmquist, 1997].

De nombreux facteurs influencent naturellement la valeur immobilière : la grandeur de la maison, le nombre de pièces, la présence d'un garage ou d'une piscine, le terrain, l'âge, la location, certains facteurs subjectifs, etc. Par contre, l'intérêt pour cette étude réside dans la possibilité de prendre en compte des facteurs environnementaux. Ces attributs peuvent aussi avoir un rôle important dans la valeur immobilière et ce sont ces derniers qui sont utilisés par cette méthode. Plusieurs ont été dénombrés, les principaux étant : la pollution atmosphérique, le bruit, la qualité de l'eau, la présence d'une route (effets positifs et négatifs), le trafic. Il est aussi possible d'utiliser cette méthode pour monétariser la valeur récréative d'un site, par exemple un parc urbain, car le prix des maisons risque d'être modifié par la distance le séparant du parc en question [Scherrer, date inconnue]. De même, la qualité du paysage, intimement liée à l'environnement, est un autre élément souvent abordé par la méthode des prix hédonistes.

De façon concrète, une régression est généralement produite à partir des attributs d'une maison (ceux qui ont été énumérés plus haut) et il s'agit d'observer leur incidence sur la valeur marchande des maisons. Ainsi, lorsqu'on constate un changement dans le prix de maisons possédant des attributs semblables, on peut en déduire la présence d'aménités environnementales [Randall, 2002]. La méthode des prix hédonistes a réussi en général à

bien évaluer la valeur des ces différentes fonctions et a ainsi su démontrer l'existence d'aménités environnementales. Autre avantage, cette méthode convient bien pour mesurer la pollution atmosphérique et sonore, ce qui est pertinent ici avec les désagréments généralement associés à la production porcine. Et comme il a été mentionné, cette méthode permet de quantifier autant les désagréments (smog au centre-ville) que les bienfaits (présence d'un parc à proximité) liés à l'environnement [Wilhelmsson, 2000].

Limites de la méthode

Plusieurs critiques ont été faites à la méthode des prix hédonistes, à commencer par son utilisation très restreinte, puisque le plus souvent limitée au prix des maisons². De plus, ce modèle se base sur des hypothèses qui peuvent être contestables selon certains chercheurs [Wilhemsson, 2000]. Tout d'abord, il est présupposé que le marché immobilier est en équilibre parfait et que les acheteurs et les vendeurs soient parfaitement informés, ce qui n'est pas nécessairement toujours le cas. Il y a toujours un risque que la demande et/ou l'offre change rapidement et que conséquemment, le marché en question soit en situation de déséquilibre. L'ajustement dans les prix n'est pas un processus instantané et qui peut prendre un certain temps, ce qui signifie par exemple que le prix d'une maison près d'un élevage porcin peut être anormalement élevé ou bas selon les circonstances (la porcherie vient tout juste de s'installer, les odeurs sont moins fortes la journée de la visite, l'acheteur vient de lire un article décrivant la région, etc.) [Wilhelmsson, 2000]. L'existence de taxe à la propriété peut aussi modifier certains facteurs et doit absolument être pris en ligne de compte. Cela peut rendre l'interprétation de certaines fonctions plus difficile.

Cette méthode est aussi très exigeante en terme de quantité de données. Un assez grand nombre d'achats et ventes doit être enregistré dans un court laps de temps et dans une région bien délimitée, et plusieurs informations sur la vente doivent être prises en compte. Or, ces caractéristiques autres que le prix de vente, le nombre de pièces, l'âge de la maison, la dimension du terrain, etc., entourant la vente sont rarement inclus systématiquement dans les registres. En général, la cueillette de données s'avère un processus difficile.

² Dans certains cas, les caractéristiques des salaires peuvent être traitées par la méthode des prix hédonistes, pour rendre compte de l'influence des facteurs environnementaux ou des risques d'accidents sur la détermination des salaires.

2.2.2.2 Coûts de transport

La méthode des coûts de transport, aussi appelée coûts de déplacement ou coûts de trajet, s'appuie sur le fait que la consommation de tout bien environnemental implique un déplacement et du temps, donc une consommation quantifiable économiquement. Relevant des marchés de substitution, elle est essentiellement utilisée en matière de loisirs reliés à la nature et à l'environnement (les parcs, les lacs, les montagnes, etc.) Les individus indiquent donc leur consentement à payer sous plusieurs aspects : les dépenses en énergie pour se rendre à un endroit particulier, le coût d'accès au site, le temps nécessaire (qui peut se calculer en termes monétaires s'il est relié au salaire d'un individu), l'hébergement, etc. Comme pour les prix hédonistes, cette méthode se base sur le comportement réel des individus où les préférences sont révélées [Brouwer, 2000]. Ainsi, il est accepté comme raisonnement de base que les dépenses encourues par les individus pour bénéficier du bien environnemental représentent au moins la valeur minimale qu'ils accordent à ce bien.

Il faut aussi considérer le fait que les individus préfèrent parfois se rendre à un site éloigné pour profiter d'un bien environnemental afin d'avoir accès un meilleur site alors qu'il y en a un semblable près de leur lieu de résidence. À une échelle locale, à titre d'illustration, on peut imaginer des résidents de Québec souhaitant faire du canot. Ils pourraient avoir accès à la rivière Saint-Charles à pied. Cependant beaucoup d'entre eux préféreront aller sur la rivière Jacques-Cartier en automobile, augmentant de ce fait les coûts et le temps utilisés pour cette activité. Un autre exemple serait fourni pour la marche en forêt, par la préférence accordée au Sentier des Caps dans Charlevoix à une promenade le long du cap Diamant.

Cette méthode vise à inférer en quelque sorte une courbe de demande, car pour un prix x correspond un nombre y de visites et lorsque le prix augmente, les visites vont diminuer. Pour la fréquentation d'un site, plusieurs paramètres doivent être comptabilisés : l'éloignement, le coût d'accès au site et les dépenses sur le site, le temps disponible, la facilité d'accès au site (stationnement ou transports en commun), le revenu, l'existence de sites substitués [Scherrer, date inconnue]. Le prix d'un site n'est donc pas uniquement le coût d'accès à l'entrée, mais aussi toutes les dépenses indirectes qu'un individu doit effectuer pour se rendre et entrer sur le site. Ensuite, cette courbe de demande permettra d'obtenir une bonne indication de la valeur monétaire du site récréatif (souvent réduit à une rivière

permettant la pêche ou la baignade, par exemple, ou à un site d'observation d'oiseaux). Comme pour les prix hédonistes, les préférences individuelles sont affectées par divers facteurs : le revenu, l'éducation, l'âge, etc. [Mathews *et al.*, 2002].

Selon Mathews *et al.* [2002], cette méthode qui s'appuie sur des marchés effectifs mais indirects, combinée avec une évaluation contingente, marché fictif mais direct, peut donner des résultats plus concluants. Elle est une des méthodes indirectes les plus utilisées avec celle des prix hédonistes. Elle permet de donner aux décideurs un ordre de grandeur de la valeur monétaire de sites récréatifs, souvent de propriété publique, ce qui rajoute donc à son utilité. De plus, les aménités environnementales peuvent être évaluées efficacement, ce qui est plus difficile avec d'autres méthodes qui s'attardent souvent principalement aux dégradations de l'environnement et à la perte de valeur associée.

Limites

La principale limite de cette méthode est de ne pouvoir s'appliquer à peu près qu'aux activités de plein air. Ainsi, son utilisation est limitée à une problématique locale ou régionale et presque exclusivement à des fins récréatives [Brouwer, 2000]. De plus, les personnes interrogées sont celles qui se déplacent justement pour avoir accès aux sites, ce qui peut donner une idée déformée de la demande réelle pour cette activité de plein air. À l'opposé, les individus qui ne se déplacent pas sont considérés comme n'accordant aucune valeur au site, alors que ce n'est pas nécessairement le cas [Mathews *et al.*, 2002]. Il est fort possible qu'un individu accorde une valeur importante relativement à son revenu pour un bien environnemental, mais qu'il ne puisse justement pas s'offrir ce bien à cause d'un revenu trop bas ou d'un manque de temps.

Cette méthode mesure le prix réel payé pour profiter du site en question alors que la volonté de payer peut être supérieure au prix exigé, ce qui signifierait que la valeur estimée serait inférieure de ce qu'elle serait en réalité [Scherrer, date inconnue]. Dans la littérature, plusieurs ont mentionné qu'il était difficile d'estimer le coût associé au temps nécessaire au déplacement, ce qui serait symptomatique pour certains, de la difficulté d'observer en général le coût d'une visite, c'est-à-dire son coût d'opportunité [Randall, 2002]. Il est aussi soulevé que d'autres facteurs affectent les préférences individuelles et qu'elles ne sont pas toujours

prises en compte, tel que l'existence de sites substitués, modifiant ainsi la validité des données.

2.2.3 Dépenses évitées ou d'évitement

Cette méthode un peu moins connue, cherche à connaître les coûts qu'une population peut éviter en protégeant immédiatement son environnement [Yadav et Wall, 1998]. Aussi appelée méthode des dépenses de protection ou de prévention, elle consiste à calculer les dépenses futures que les individus évitent par leurs actions présentes pour se protéger d'une dégradation de leur environnement. Ainsi, une dépense immédiate peut être assimilée à une valeur monétaire pour une externalité environnementale. Les services présents permettent donc d'éviter des coûts qui se seraient présentés si les services en question n'existaient pas. En somme, la valeur de l'environnement est déduite de ce que les individus sont prêts à payer pour prévenir sa dégradation. Par contre, une diminution de ces dépenses actuelles ne peut être considérée comme une mesure correcte d'une amélioration de la qualité de l'environnement [Bontemps et Rotillon, 1998].

Un exemple de cette méthode est le calcul des dépenses engendrées pour protéger le lit d'une rivière dans l'optique de prévenir des inondations qui occasionneraient des coûts significatifs dans le futur [de Groot *et al.*, 2002]. Dans la même visée, il est possible d'utiliser les coûts pour maintenir une eau de qualité dans la période actuelle dans le but d'éviter un système de filtration coûteux dans l'avenir [Randall, 2002]. Par contre, il existe peu de littérature sur cette méthode et très peu d'exemples chiffrés. Les avantages sont cependant nombreux : relative simplicité, évaluation positive des biens environnementaux, théoriquement bonne. Certains suggèrent que les paiements effectués aux sociétés de protection de l'environnement puissent être interprétés dans cette méthode étant donné que ce sont des montants affectés pour la conservation de l'environnement [Pillet *et al.*, 2000].

Limites

Évidemment, cette méthode ne s'applique qu'à quelques cas très précis. Pour cette méthode comme pour la suivante, on fait appel à un marché de substitution, ce qui incidemment peut donner une mauvaise estimation de la valeur monétaire. Il s'agit aussi d'une méthode qui peut être difficile à appliquer car il n'est pas facile d'établir les dépenses d'un ménage destinées à en éviter d'autres considérant le fait que les ménages eux-mêmes peuvent éprouver des difficultés à les identifier.

De plus, cette méthode n'établit pas le consentement maximal à payer, mais uniquement un bénéfice minimal rattaché à l'amélioration de l'environnement, ce qui diminue sa précision. Par ailleurs, les dépenses évitées sont spécifiques à chaque lieu et marché, il s'agit donc d'une méthode ad hoc qui peut difficilement faire l'objet d'un transfert de bénéfices. Elle est aussi reconnue pour impliquer des coûts élevés [Pillet *et al.*, 2000].

2.2.3.1 Coût de remplacement

Il est ici question des coûts associés au remplacement d'un bien environnemental dégradé considérablement, une méthode portant aussi le nom de monétisation des dommages physiques. Un service normalement offert par l'environnement remplacé par une création humaine, est étudié par cette méthode qui cherche à connaître la valeur monétaire de cette création. Il s'agit d'évaluer les coûts encourus par la restauration de l'environnement dans son état d'origine, donc son coût de remplacement au prix du marché [Lanoie *et al.*, 1995]. En d'autres mots, on cherche à savoir combien coûte le remplacement de ce qu'on appelle un bien ou un service environnemental endommagé ou détruit par l'action humaine.

Un exemple de cette méthode serait le traitement naturel des déchets faits par un écosystème qui est en partie remplacé par un système artificiel (peut-être coûteux) créé par les humains [de Groot *et al.*, 2002]. Selon Révéret *et al.* [1990], cette méthode est la plus simple et présente plusieurs avantages. Ainsi, il n'y a pas de nécessité à identifier la source même de la dégradation ou la définition d'une fonction de dommage. Les coûts d'une telle opération sont aussi beaucoup moins élevés que pour les prix hédonistes et les coûts de déplacement, car il suffit de s'informer de la valeur de certains biens au prix du marché.

Limites

Une limite évidente de cette méthode est qu'elle peut apparaître uniquement suite à une dégradation considérable de l'environnement, ce qui est loin d'être le scénario idéal pour la préservation des écosystèmes. De plus, il est impossible de l'utiliser si des dommages irréversibles ont été causés à l'environnement et il faut que la notion même de remplacement soit applicable à la situation en question.

Comme pour les dépenses évitées, il s'agit d'une méthode *ad hoc* qui peut difficilement faire l'objet d'un transfert des bénéfices, c'est-à-dire qu'une évaluation doit être faite pour chaque cas particulier, car les valeurs sont différentes d'un marché à un autre. De plus, les coûts étant peu élevés, il est moins utile de vouloir faire du transfert de bénéfices (les raisons seront mieux expliquées dans le prochain chapitre). Par ailleurs, il n'y a pas d'observation du comportement d'agents économiques, ainsi aucun surplus du consommateur n'est évalué. On se sert du marché, mais uniquement pour trouver la valeur de bien et non pour analyser des préférences individuelles.

Quant au calcul éventuel de coûts de dépollution de cours ou d'étendues d'eau, qui correspondent finalement à des coûts de récupération d'usage, aucune donnée n'a été identifiée. Il est toutefois possible de considérer deux approches théoriques. La première prendrait pour acquis que les productions animales intensives ne polluent plus les cours d'eau de manière aussi importante que par le passé. Les réglementations environnementales récentes (sur la construction de fosses et l'épandage, notamment) et les changements dans les modes de culture en sont les principales raisons. Dans ce cas, les cours d'eau dégradés et la partie des dépenses nécessaires pour les assainir (correspondant à l'évaluation de la partie dont l'agriculture serait responsable) seraient des éléments de passif de l'agriculture dans une étude comme celle-ci. Dans la seconde approche, on considérerait que l'agriculture intensive contribue toujours de façon significative à la pollution des cours d'eau et les coûts de dépollution devraient alors faire partie directement des coûts environnementaux de ce type d'agriculture.

Cependant, la réalité correspond probablement à une combinaison de ces deux situations. D'une part, une fraction de cette pollution est attribuable à l'application de pesticides et le suivi de quelques produits vedettes tels l'atrazine, dans les dernières années, permettent de

constater que la situation s'améliore lentement tout en restant problématique [Giroux, 2002]. D'autre part, selon le *Règlement sur les exploitations agricoles (REA)* du gouvernement du Québec en vigueur depuis juin 2002 [MENV, 2002a], il reste de nombreuses régions en surplus de lisiers et tout porte à croire que si les applications de lisiers se rapprochent progressivement des besoins des cultures, une partie plus ou moins importante dépasse encore ces besoins et se retrouve dans les cours d'eau, augmentant le coût environnemental de la production porcine dans le sens proposé par la présente étude. Quant à l'érosion, qui affecte également la qualité de l'eau, il en sera question dans les chapitres 4 et 5.

Techniquement, aucun projet d'assainissement de cours d'eau n'a été trouvé par les responsables de cette étude. Jusqu'à présent, les opérations gouvernementales ont visé plutôt à documenter, d'une part, et à réduire, en partie, les contaminants divers entrant dans les cours d'eau. Dans l'évaluation du coût d'un éventuel projet de dépollution d'un cours ou d'une étendue d'eau, il est principalement pertinent de considérer : (i) les contaminants que l'on veut enlever ou neutraliser dans le cours d'eau (qui peuvent être de différentes natures, telles que chimique ou physique) et, (ii) la qualité que l'on désire atteindre, ou les usages que l'on veut récupérer (baignade, pêche, abreuvement pour animaux ou humains, etc.) Évidemment, les coûts engendrés par une telle opération dépendent grandement de ces objectifs. En ce qui concerne la présente étude, cependant, aucune donnée à ce sujet n'est disponible, mais tout porte à croire que des frais très importants seraient nécessaires. Et ces coûts, considérés seuls, sous-évalueraient la valeur des étendues ou cours d'eau, dans la mesure où l'on ne tiendrait compte que d'un usage possible parmi de nombreux autres (les valeurs oubliées seraient celles d'existence, de la valeur de la biodiversité, du paysage, d'héritage, d'usages non répertoriés, etc.).

2.2.4 Limites pour l'ensemble des méthodes d'évaluation économique

Ces méthodes d'évaluation économique sont basées sur le concept d'externalité, lui-même issu d'un cadre théorique particulier, d'influence néoclassique. Comme le rappelle Solow [2001], l'approche néoclassique est fondée sur un ensemble de bases théoriques particulier :

Que les ménages et les firmes sont des agents rationnels qui optimisent à long terme un objectif parfaitement défini; qu'ils utilisent correctement

l'information en vue de déterminer leurs comportements et de former leurs anticipations; que les prix et les salaires sont suffisamment flexibles pour que les marchés des biens et du travail trouvent rapidement leur équilibre, de sorte que la plupart des observations sont enregistrées au voisinage de cet équilibre; que la plupart des marchés connaissent une concurrence presque parfaite.

Ainsi, ces méthodes s'appuient sur le principe que les individus sont en mesure de penser comme des consommateurs pour évaluer des biens environnementaux (d'autant plus que ces biens sont souvent de nature publique).

Les théoriciens néoclassiques concèdent généralement que les conditions énumérées ci haut ne sont jamais satisfaites complètement. Selon Solow [2001], cette situation enrichit la théorie économique car les modèles néoclassiques modernes arrivent à inclure un certain relâchement de ces hypothèses. Il existe des théories à part entière sur les économies où l'information, par exemple, est asymétrique, ou la compétition imparfaite, mais rares sont celles qui en considèrent plus d'une à la fois (dans notre cas, il s'agirait de la considération des externalités en plus de l'information imparfaite, par exemple). Toutefois, il faut savoir que certaines hypothèses sont très difficiles, voire impossibles à relâcher. Par exemple, l'unité décisionnelle est toujours l'individu ou la firme. De même, la possibilité d'une irrationalité économique dans le comportement des agents est difficile à considérer efficacement.

Par ailleurs, plusieurs études ont observé une diminution du consentement à payer avec des revenus inférieurs (par exemple, van Kooten *et al.*, 1997). Il en est de même pour la méthode de coûts de transport, et ce phénomène peut être compris à l'aide des propos de Enrique Peñalosa, maire de Bogota de 1998 à 2001, qui exprime que les familles pauvres ne peuvent voyager la fin de semaine et profiter, de la présence ou de loisirs reliés à des écosystèmes non bétonnés [Peñalosa, 2002]. Si on replace ce phénomène dans son contexte social, ceci voudrait dire que les ménages à bas revenus valorisent moins les forêts, rivières, etc. À la limite, dans l'esprit d'une analyse avantages-coûts, le fait que ces ménages attribuent moins de valeur à ces «services», si on ne tient pas compte de cet effet-revenu, pourrait conduire à une protection insuffisante de ceux-ci. Ce dernier aspect peut cependant être contourné, du moins théoriquement; voir à ce sujet Höckby et Söderqvist [2001].

Enfin certains auteurs ont mentionné que le recours à des analyses coûts-bénéfices dans le domaine environnemental pouvait soulever des questions d'ordre éthique compte tenu de l'amalgame que l'évaluation monétaire contribue à réaliser entre des catégories de valeurs de natures différentes. Sur ce point on peut se référer par exemple à Kneese et Schulze [1985].

En définitive, il est important de souligner que malgré toutes ces limites, les économistes s'entendent généralement pour dire qu'il vaut mieux avoir des mesures imparfaites que ne rien avoir du tout. De plus, la faible précision des valeurs étant reconnue d'emblée, cela oblige à donner de l'importance aux deux principaux aspects des valeurs, soient l'ordre de grandeur et les valeurs minimales et maximales.

3. MÉTHODE DU TRANSFERT DES BÉNÉFICES

La présentation des différentes méthodes d'évaluation économique peut laisser supposer que disposant de nombreux outils d'évaluation, il suffit de les appliquer chaque fois qu'il est nécessaire. Ce serait oublier que le coût de l'information est toujours élevé et que souvent les décideurs publics ou privés ne disposent pas du temps nécessaire à la cueillette et au traitement des données [Desaigues et Point, 1993]. Ces contraintes ont conduit au transfert de bénéfices, c'est-à-dire à l'utilisation de valeurs obtenues dans un contexte analogue mais en un autre lieu et à un autre moment. En d'autres termes, une étude utilisant une méthode d'évaluation économique peut voir ses résultats être transférés sur plusieurs sites différents [Randall, 2002]. L'application de résultats d'études antécédentes à des situations similaires nécessitant des décisions est une alternative attrayante à des recherches dispendieuses demandant beaucoup de temps : cela permet une prise de décision plus rapide [Brouwer, 2000]. Selon Barbier *et al.* [1997], les études de transfert de bénéfices sont souvent la seule méthode possible d'évaluation lorsque l'on dispose de peu de données ou que les ressources financières sont insuffisantes pour réaliser une étude d'évaluation à grande échelle.

Dans ces situations, l'analyste prend des résultats ou des données d'un contexte d'une ou plusieurs études antérieures (définies en terme de cadre temporel, localisation, ressource environnementale, changement de qualité de l'environnement et ou leur population affectée) et les transfère en les adaptant au contexte du problème à l'étude. C'est en fait l'application de données secondaires à une nouvelle problématique. Le transfert de bénéfices existe depuis plusieurs années dans les domaines légal et gouvernemental [Boyle et Bergstrom, 1992; Brookshire et Neill, 1992; Smith, 1992; Bergstrom, 1996; Brouwer et Spaninks, 1999; Brouwer, 2000]. Compte tenu de l'absence d'études ayant été réalisées au Québec sur l'évaluation économique des impacts environnementaux de la production agricole intensive c'est la procédure de travail qui a été retenue pour la présente étude.

3.1.1 Transfert de bénéfices

Le transfert de bénéfices est normalement défini comme la pratique consistant à transposer l'estimation de valeurs économiques environnementales d'un site, appelé le site d'origine (*study site*), à un autre site, appelé le site d'accueil (*policy site*) [Brouwer, 2000]. Cette estimation est effectuée à l'aide de méthodes d'évaluation économiques directes ou indirectes. Évidemment, tout ce processus de transposition doit respecter certaines conditions et doit absolument tenir compte des facteurs spécifiques à chaque site. Ces diverses difficultés rendent le processus du transfert de bénéfices très délicat. Il doit en effet, dans la mesure du possible, répondre à certains critères particuliers qui seront discutés plus loin.

Son utilité est grande : (i) il permet une prise de décision plus rapide face à un problème environnemental donné; (ii) il minimise les coûts car il est bien évident qu'une étude nécessitant la réalisation d'une évaluation économique peut être très coûteuse considérant par exemple le processus d'entrevues sur place (pour l'évaluation contingente); (iii) il donne un ordre de grandeur de la valeur monétaire de biens environnementaux et, (iv) il permet la réutilisation d'informations existantes rendant ainsi une étude utilisant une méthode d'évaluation économique de l'environnement doublement utile [Rozan et Stenger, 2000]. De façon générale, il est possible d'affirmer que la méthode du transfert de bénéfices est très avantageuse au plan coût-efficacité [Brouwer, 2000]. Finalement, malgré les limites et critiques reconnues au transfert de bénéfices, la technique demeure largement utilisée aux États-Unis afin de faciliter les analyses avantages-coûts des politiques et des projets concernant les ressources naturelles [Podar *et al.*, 2000].

3.1.2 Catégories de transfert de bénéfices

Les transferts de bénéfices peuvent se diviser en quatre catégories : (i) le jugement et l'opinion d'experts; (ii) le transfert de valeurs fixes (surplus individuel); (iii) la fonction de demande et, (iv) la méta-analyse [Desaigues et Point, 1993; Bergstrom, 1996]. La méthode du jugement d'experts consiste à utiliser une valeur moyenne par type d'activité récréative, par personne et par jour [Bergstrom, 1996]. Cette valeur moyenne est estimée par des experts à partir d'un ensemble de données existantes. Pillet *et al.* [2000] ont utilisé une

approche que Bergstrom et De Civita [1999] auraient qualifiée de jugement d'experts. En effet, aux valeurs retenues, un taux de change a été appliqué ainsi que d'autres coefficients plus ou moins arbitraires pour tenir compte sans trop de détails, de facteurs tels que la concordance du lieu (selon les propriétés et l'utilisation des territoires); la parité des pouvoirs d'achat entre la population suisse et les échantillons des études considérées et finalement la contribution relative de l'agriculture dans l'effet évalué. Les objectifs du présent projet n'étant pas les mêmes que ceux considérés dans ces études, les transformations supplémentaires apportées aux données ne seront pas décrites ici. Le principal avantage de leur méthode est d'être complètement ouverte : les coefficients utilisés sont expliqués et présentés, laissant libre cours aux personnes désirant les changer ou réaliser un transfert en fonction d'autres critères. L'idée est ici la même; les choix posés sont souvent arbitraires et par souci professionnel, les transformations imposées aux valeurs fournies par la littérature pour pouvoir les appliquer au contexte québécois sont donc détaillées et accessibles.

Pour la méthode de transfert des valeurs fixes, les bénéfices totaux au site d'origine sont estimés par l'agrégation de consentements moyens à payer obtenus dans des contextes analogues. Par exemple, dans un autre contexte, les bénéfices totaux de la pêche à un site d'accueil peuvent être estimés par le produit d'une valeur standard de prises par jour de pêche au site d'origine par le nombre de jours de pêches au site d'accueil [Bergstrom, 1996]. Cette méthode très critiquée, a donné des résultats plutôt mitigés et ne sera pas utilisée dans cette étude.

Pour la fonction de demande, les modèles provenant des données du site d'origine sont utilisés avec les données de variables explicatives prises au site d'accueil, afin d'y mesurer autant la valeur par unité et les unités totales. Dans le même exemple, une estimation de la fonction de demande peut être utilisée pour estimer la valeur par jour de la pêche et le nombre total de jours de pêches au site d'accueil [Bergstrom, 1996]. En termes concrets, cette méthode passe par l'établissement d'une équation décrivant comment les mesures de bénéfices changent avec les caractéristiques de la population ou de la population à être évaluée [Podar *et al.*, 2000]. Cette méthode est souvent préférée au transfert de valeurs fixes (la plupart des études en arrivent à cette conclusion qui est présentée dans les limites), car elle évalue toute la fonction de demande et ne se limite donc pas aux données.

Certains auteurs [Brouwer, 2000; Rosenberger et Loomis, 2000; Shrestha et Loomis, 2001] utilisent une méta-analyse (traduction de *meta-analysis*). Cette méthode est normalement définie comme une analyse statistique des résultats sommaires d'études empiriques. L'objectif de la méta-analyse est de trouver des résultats constants à travers toutes les études dans le but d'arriver à des généralisations relativement fiables [Brouwer, 2000]. Il est important aussi de souligner que la méta-analyse génère une fonction de valeurs, basée normalement sur des statistiques globales. Selon Brouwer [2000], plusieurs personnes ont participé au développement de cette méthode, mais Rosenberger et Loomis [2000] et Shrestha et Loomis [2001] l'ont menée encore plus loin. C'est à partir de leurs travaux que cette méthode sera développée et utilisée afin de générer des valeurs utilisables dans le contexte de ce rapport (chapitre 5).

À l'aide de cette méthode développée spécifiquement pour le transfert de bénéfices, il est possible d'obtenir des résultats très intéressants. De façon globale, selon des tests de convergence, les résultats obtenus ont un pourcentage moyen d'erreur de 24 à 30 %, même en considérant des transferts de valeurs effectués des États-Unis vers des pays classés dans la moitié inférieure du classement économique de la Banque mondiale [Shrestha et Loomis, 2001]. Ainsi, bien que les valeurs obtenues par le modèle soient souvent significativement différentes des valeurs de référence mesurées par les méthodes décrites au chapitre 2, le pourcentage d'erreur est fort respectable pour une méthode de transfert de bénéfices (comparativement à ceux obtenus dans d'autres études).

La méta-analyse est très simple d'application et produit facilement des résultats. Les valeurs obtenues par la méthode développée de Rosenberger et Loomis [2000] sont exprimées en dollars américains de 1996 par journée d'activité par personne et représentent directement le surplus des consommateurs. Ces valeurs proviennent d'une régression réalisée à partir de 682 estimations tirées de 131 études différentes toutes réalisées en Amérique du nord (seulement 10 estimés sur 682 provenant du Canada, le reste des États-Unis). Leur régression est basée sur quatre ensembles de données (ou vecteurs): l'une concernant les méthodes des études, une autre des données descriptives des sites étudiés, une autre encore sur les activités considérées, et la dernière sur des variables socioéconomiques.

Selon Rosenberger et Loomis [2000], les avantages de cette méthode sont les suivants : (i) elle tient compte d'un grand nombre d'études et de valeurs; (ii) plusieurs variables peuvent être contrôlées par ses utilisateurs et, (iii) elle permet d'obtenir des résultats relativement fiables pour des activités et des sites où aucune étude n'avait été faite auparavant. Évidemment, certaines limites y sont aussi associées. La principale, dans le contexte présent, concerne la qualité des résultats. Ceux-ci ne peuvent être meilleurs que les données qui ont servi à les produire. Cette caractéristique s'applique évidemment à toute méthode scientifique, incluant celles du transfert de bénéfices. Toutefois, la sélection faite par Rosenberger et Loomis [2000] et Shrestha et Loomis [2001] peut susciter quelques réserves. Les valeurs fournies ne sont applicables, pour l'instant, que pour des activités récréatives extérieures (chasse, pêche, motoneige, vélo, équitation, escalade, etc.). L'utilisation qu'on peut en faire est donc relativement limitée, mais va dans le même sens que les conclusions de Ruijgrok [2001], qui propose que les transferts soient effectués d'un écosystème à un autre, en autant que les fonctions environnementales considérées soient identiques. Il est important de mentionner que des éléments d'importance n'ont pas été mentionnés; il faut se référer aux articles originaux pour obtenir plus de détails.

Certaines balises doivent être posées pour effectuer le transfert des bénéfices. Ces critères peuvent permettre un transfert fiable, sans nécessairement assurer une réussite totale. Plusieurs chercheurs se sont penchés sur cette question et leurs conclusions sont présentées dans la section suivante.

3.1.3 Conditions de succès d'un transfert

Selon Brouwer et Spaninks [1999], il existe cinq critères pour l'obtention de transfert fiable de bénéfices. Premièrement, les études choisies pour l'inclusion doivent être fondées sur des données adéquates, des méthodes économiques solides et des techniques empiriquement correctes. Les études doivent contenir des résultats de régression décrivant le consentement à payer comme une fonction de caractéristiques socioéconomiques. Deuxièmement, les sites doivent avoir des populations similaires. Troisièmement, le bien environnemental et différents niveaux de réserve aux différents sites doivent être similaires. Quatrièmement, les sites dans lesquels les biens sont trouvés doivent aussi être similaires. Finalement, les marchés

construits, incluant la distribution des droits de propriété, doivent être semblables à chaque site.

En théorie, le transfert pourrait se faire aisément si l'on connaissait, tant pour le site d'origine que pour le site d'accueil, les éléments suivants : (i) la modification de l'actif naturel à valoriser; (ii) le vecteur des caractéristiques des ménages concernés (revenu, localisation, caractéristiques socioéconomiques, etc.); (iii) le vecteur des caractéristiques du site et des activités qu'il permet et, (iv) le prix des activités sur les sites substitués et sur le site lui-même. Ce n'est évidemment pas toujours le cas et même si ce l'est, il faut aussi bien évaluer ces différents éléments. Par ailleurs, le nombre d'estimations des paramètres varie largement selon les études, certaines en évaluant moins ou plus que d'autres. C'est là un problème de taille, car il est nécessaire de recueillir un certain nombre de données sur le site d'accueil afin d'apporter les correctifs nécessaires pour rendre le transfert valable. Cela revient continuellement dans la littérature : la pertinence et la réussite du transfert reposent *a priori* sur l'importance du noyau de caractéristiques physiques, sociologiques et économiques communes entre les deux sites [Rozan et Stenger, 2000]. À défaut d'avoir ces éléments en commun, les différences doivent être clairement établies, car elles peuvent mener à des biais importants rendant le processus caduc.

3.1.4 Limites et critiques

La méthode de transfert des bénéfices possède plusieurs avantages comme il vient d'être démontré. Par contre, elle est loin d'être juste en tout temps et il y a une littérature abondante sur ses défauts et inexactitudes. Dans les dernières années, plusieurs études ont été réalisées pour tester la méthode du transfert de bénéfices. Ces études peuvent être classées en deux catégories [Bergstrom, 1996] : (i) les tests d'analyse de convergence et, (ii) les tests de valeurs. L'analyse de convergence vise à déterminer si deux résultats issus de deux méthodes différentes sont statistiquement différents [Morrison *et al.*, 2002]. Pour cela, on peut utiliser par exemple les moyennes des consentements à payer des sites d'origine et d'accueil. Or, les études les plus récentes, utilisant des modèles mathématiques performants et de nombreuses données, démontrent que les méthodes de transfert de bénéfices n'arrivent pas à produire des résultats significativement semblables à des résultats qui

seraient produites par des méthodes telles que celles décrites au chapitre précédent [Morrison *et al.*, 2002]. Elles concluent aussi que le transfert de fonction de demande peut être plus réalisable et crédible que le transfert de valeurs fixes [Bergstrom, 1996]. Les meilleurs résultats produits arrivent à des pourcentages d'erreur autour de 30 % alors que d'autres donnent des pourcentages de l'ordre de 56 à 475 % [Brouwer et Spaninks, 1999].

Le processus même du transfert de bénéfices introduit lui aussi plusieurs incertitudes et imprécisions. Deux principales sources d'erreurs sont à l'origine de ces problèmes : (i) l'erreur dans l'estimation des bénéfices au site d'origine et, (ii) l'erreur associée au transfert de ces estimés au site d'accueil [Crutchfield *et al.*, 1995]. Parmi les principales erreurs commises lors de l'estimation des bénéfices au site d'origine on peut mentionner : (i) le choix de la mauvaise forme pour la fonction de bénéfices, (ii) l'oubli de variables importantes dans la fonction de bénéfices, (iii) des mesures incorrectes des variables et, (iv) l'imprécision du processus aléatoire qui fournit les données. Par ailleurs d'autres sources d'erreur concernent le calcul des bénéfices sur le site d'accueil: (i) manipulation incorrecte des composantes aléatoires de la fonction d'évaluation, (ii) erreurs dans l'agrégation dans le calcul du groupe de moyennes des variables indépendantes et dans le calcul du nombre de ménage concerné et, (iii) l'étendue du marché pour le service environnemental considéré. Il est bien évident que toutes ces possibilités d'erreur rendent le processus très lourd et difficile à appliquer.

De plus, même si des biens environnementaux, les sites d'où ils proviennent et l'usage qu'il en est fait, sont relativement semblables, cela ne signifie pas pour autant que les bénéfices en bout de ligne soient les mêmes. La distribution de la population et ses caractéristiques peuvent être différentes et ainsi modifier tout le processus. Il en est de même pour les biens environnementaux qui peuvent être de niveau de qualité ainsi qu'en nombre différent d'un site à l'autre [Brouwer, 2000].

3.1.5 Le transfert de bénéfices dans le contexte québécois

De manière générale, quelle que soit la méthode de transfert utilisée, la qualité des résultats obtenus dépend d'abord de la qualité des études auxquelles sont empruntées les fonctions ou valeurs [Desaigues et Point, 1993]. En termes concrets, le transfert de bénéfices tel que réalisé dans ce rapport est largement inspiré de la méthode utilisée par Pillet *et al.* [2000] ainsi que d'études présentant des conditions de transfert permettant d'améliorer la précision des résultats ou, autrement dit, de diminuer les incertitudes et présentées précédemment (par exemple, Brouwer [2000]). Un résultat est aussi obtenu de la méta-analyse, une méthode développée par Rosenberger et Loomis [2000] et Shrestha et Loomis [2001] et présentée précédemment. Des valeurs fournies par l'enquête sur la nature réalisée par Environnement Canada [2000] sont aussi rapportées et utilisées dans les calculs du présent rapport, de même que certains calculs concernant principalement des coûts de remplacement et des dépenses d'évitement.

La validité des données fournies par la majorité des études n'est entière qu'à la marge seulement³ [Brouwer, 2000]. Cet aspect est applicable entre autres : (i) pour la distance géographique entre le site étudié et le Québec; (ii) dans le temps; (iii) le type d'amélioration/dégradation considéré; et, (iv) pour des différences importantes entre la population d'où provient l'échantillon et celle du Québec, autant dans sa dimension numérale que socio-économique. Comme le suggère Barton [2002], il a été choisi de ne pas considérer les études provenant de contextes où les échelles de revenus de la population étaient trop différentes par rapport à la situation québécoise. Des transferts entre régions aux contextes trop différents perdent aussi beaucoup en précision et en validité. Ainsi, sauf exception seules des valeurs issues de contextes d'abord canadiens, sinon états-uniens, ont été conservées. Et même quand tous ces facteurs sont respectés, Brouwer [2000] exprime que d'autres éléments incontrôlables restreignent la précision des résultats. Tout ceci limite grandement les possibilités de transfert, mais aussi la précision des valeurs transférées.

³ Des changements « à la marge » ou « marginaux », dans ce cas, signifient de faibles changements par rapport à la situation étudiée. Par exemple, si un consentement à payer de 30\$ a été obtenu pour une population gagnant en moyenne 50 000\$ par an par ménage, cette valeur, et même l'étude, ne seraient pas valide dans un groupe où les revenus sont significativement plus bas ou plus élevés.

À la lumière des différentes critiques retrouvées dans plusieurs études et plus particulièrement selon Brouwer [2000], qui affirme qu'une forte majorité d'études ne peut respecter les critères qu'il a lui-même élaborés, il apparaît que la méthode de transfert des bénéfices est très peu utilisable et fiable. Brouwer [2000] propose donc un protocole en sept étapes pour en quelque sorte contrecarrer les défauts du transfert. L'approche du présent rapport tente, dans la mesure du possible, de respecter ces étapes et d'être la plus respectueuse possible de ces règles. Actuellement, la science a atteint certaines limites dans le transfert de bénéfices et cette étude ne peut aller au-delà de ces limites. Par contre, il n'en demeure pas moins que cette méthode permet toujours deux choses : (i) d'avoir un ordre de grandeur de la valeur monétaire de biens et services environnementaux et, (ii) d'obtenir le minimum et le maximum de ces valeurs. En général aussi, et pour les raisons qui sont présentées aux chapitres précédent et suivant celui-ci, les différentes méthodes d'évaluation économique sous-estiment généralement la valeur de l'environnement.

4. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Tel que mentionné précédemment, le développement rapide de la production animale et tout particulièrement de la production porcine au Québec s'est accompagné d'impacts environnementaux importants, notamment dans le domaine de la qualité des eaux de surface et souterraines, de nuisances en terme d'odeur et de qualité de l'air. Selon Cochran *et al.* [2000], les principaux impacts environnementaux de la production porcine intensive étaient les suivants : contamination de l'eau potable par l'azote, le phosphore et pathogènes, émissions atmosphériques d'ammoniac, présence d'odeurs, résistance aux antibiotiques, présence de métaux lourds. Au Québec, la contamination de l'eau constitue le principal impact environnemental découlant de la présence de productions intensives sur son territoire. Cependant, l'agriculture a des impacts positifs sur l'environnement sous forme d'habitats pour la faune, de valeurs d'agrément associées aux espaces vert et comme puits pour les gaz à effet de serre [Weersink, 2002].

Selon Weersink [2002], les relations entre les pratiques agricoles et les impacts environnementaux sont complexes, dynamiques et conjecturales. L'étendue des impacts dépend de certains facteurs tels que l'intensification de l'agriculture et la capacité assimilatrice de la région géographique.

Dans un premier temps, ce chapitre fait un survol qualitatif de l'ensemble des impacts environnementaux positifs et négatifs de l'agriculture et présente des pistes de réflexion sur leur évaluation quantitative. La seconde partie résume les principaux coûts environnementaux associés aux impacts environnementaux répertoriés dans la littérature. Les liens avec le contexte québécois actuel seront soulignés, ce qui signifie qu'un accent particulier sera placé sur le développement rapide de la production porcine et des productions végétales associées, principalement le maïs.

4.1 Impacts environnementaux de l'agriculture intensive

L'évaluation de l'importance des impacts environnementaux ou leur mesure, nécessite d'abord une description de ces derniers. Le secteur agricole est souvent associé à un ensemble très diversifié d'impacts environnementaux et à cause de leur nature, ces impacts peuvent être catégorisés de plusieurs façons. Le point de départ utilisé ici est la considération d'une part, des impacts directs possibles des productions intensives proprement dits (dégradation des cours d'eaux, bruits, odeurs, etc.), et d'autre part des aménités dont la société se prive en acceptant ou en s'investissant dans ce genre de production au lieu de conserver plutôt des modes de production plus extensifs (valeur d'existence de paysages, de forêts, de cours d'eau, etc.) L'agriculture intensive a aussi des impacts positifs dont il importe de tenir compte dans une étude comme celle-ci. L'aspect relatif des impacts est difficile à contourner; par exemple, on pourrait reprocher à l'agriculture intensive de ne pas protéger la biodiversité; cependant, elle le fait probablement beaucoup mieux que la ville. Selon Weersink [2002], c'est souvent la perception des individus sur ce qui est bien pour l'environnement et sur les changements en cours qui permet de déterminer si un impact environnemental est positif ou négatif.

Le concept même d'agriculture intensive suscite beaucoup de controverses. Ce concept peut désigner des phénomènes différents selon les auteurs. La simple augmentation de la production agricole dans un espace donné ne suffit pas à caractériser un processus d'intensification. De ce point de vue, le fait que l'on produise davantage de porcs aujourd'hui au Québec qu'il y a vingt ans ne permet pas de considérer que cette production est devenue intensive. On remarquera cependant qu'une telle augmentation de la production, s'inscrivant dans un territoire agricole qui reste limité, implique nécessairement que l'impact global de la production tend à s'accroître. On peut chercher à atténuer la portée de cet impact en favorisant une meilleure répartition de la production sur le territoire et en évitant une trop forte concentration sur des zones limitées. Il n'en reste pas moins que l'augmentation moyenne de la densité animale par hectare illustre déjà un processus d'intensification. Mais le concept d'agriculture intensive renvoie davantage, selon le contexte de cette étude, au fait que l'augmentation de la production est largement le produit de l'utilisation massive de facteurs de production extérieurs à l'exploitation agricole elle-même: aliments du bétail, engrais, pesticides, voire eau d'irrigation, ce qui permet des rendements à l'hectare élevés, des

performances de production laitière ou de croissance animale sans commune mesure avec ce que permettraient les systèmes de production traditionnelle. Par-là même, la charge d'une telle production *intensive* sur un territoire donné s'en trouve singulièrement accrue.

Il est facilement concevable que la pression environnementale n'est pas directement reliée à la grosseur des exploitations, mais plutôt à la gestion qui est faite pour chacun des élevages. Toutefois, les plus gros cheptels produisent davantage de déjections. Le volume de rejets à valoriser peut alors devenir embarrassant et dans le contexte québécois, où les doses maximales d'application dépendent du prélèvement des cultures. On peut alors penser que le choix des productions végétales peut se faire en fonction des cultures offrant le plus grand prélèvement possible. Ainsi, toujours dans le contexte québécois, le maïs a un net avantage sur les autres cultures à ce niveau. Or, la culture du maïs est associée à un ensemble de méthodes culturales particulières dont les impacts sont aussi à considérer dans une étude comme celle-ci. Les impacts de la production de céréales (incluant le maïs) et de soya devraient aussi être considérés, puisque les produits de ces cultures composent majoritairement l'alimentation des élevages porcins québécois dominants. De façon similaire, il importe de mentionner, à l'instar de Tabi *et al.* [1990], que c'est souvent l'usage inapproprié, en terme de dose ou de moment d'application, des différents produits ou substances telles que les lisiers, fertilisants ou produits phytosanitaires, qui cause des problèmes de pollution. Des démarches comme celles de Tiezzi [1999] ou de Palmquist [1997], qui relient, en bout de ligne, les externalités négatives essentiellement à la quantité de lisiers produits, paraissent donc peu pertinentes dans le contexte présent.

L'objectif de cette section est de fournir des lignes directrices pour la présente étude et non de fournir un traité ou un guide agronomique. Le tableau 4.1, inspiré surtout de Pillet *et al.* [2000], présente les impacts environnementaux associés avec l'agriculture intensive en fonction d'une classification la plus fonctionnelle possible dans le contexte de ce rapport. La plupart des informations fournies dans ce tableau sont discutables car chacun des points peut faire l'objet de recherches qui ne sont pas nécessairement faites et même la documentation existante n'est pas toujours unanime (concernant le bien-être des animaux, et la diversité génétique, par exemple). Il demeure que ces informations servent à poser des repères permettant de structurer l'approche de cette étude. Les descriptions tirées des

travaux de GEIS [2002], USEPA [2002a] ou USEPA [2002b] fournissent de bons exemples de présentation différente des impacts environnementaux.

Tableau 4.1 Classification et caractérisation des externalités environnementales de l'agriculture intensive (inspiré de Pillet *et al.*, 1999; Weersink, 2002)

Secteur	Description	Aménités		Valeur économique totale			
		+	-	Valeur d'usage		Valeur de non-usage	
				Indirect ¹	Option ²	Héritage ³	Existence ⁴
Sol	Structure	(x)	x	x	x		
	Valorisation des déchets urbains (boues)	x		x			
	Érosion hydrique et éolienne	(x)	x	x	x	x	x
	Surfertilisation		x	x			
	Acidification	(x)	x	x			
	Diminution de la matière organique	(x)	x	x	x		
	Compactage	(x)	x	x	x		
	Pollution par métaux lourds		x	x	x	x	
	Contaminations toxiques		x	x	x	x	
Valeur marchande	x	x		x	x		
Eau de surface	Distribution spatio-temporelle	x	x	x	x	x	x
	Pollution (N, P, solides...)		x	x	x	x	x
	Eutrophisation		x	x	x	x	x
Eau souterraine	Distribution spatio-temporelle		x	x	x	x	x
	Pollution (N, P, solides, etc.)		x	x	x	x	x
Air	Pollution, contamination		x	x	x	x	x
	Gaz à effet de serre (GES)		x	x	x	x	x
Paysage (image)	Entretien	(x)	x	x	x	x	
	Structuration	(x)	x	x	x	x	
	Image régionale	(x)	x	x	x	x	
Bien-être, santé	Bruits		x	x			
	Odeurs		x	x			
	Maladies diverses		x	x	x	x	x
Activités récréatives	Loisirs (camping, randonnée, etc.)	(x)		x			
Éducation	Culture et histoire	(x)	x	x		x	x
	Transmission de valeurs	x	x	x		x	x
Bien-être des animaux	Conditions de détention	x	x	x			
Infrastructures	Usure (routes, chemin de fer, etc.)	(x)	x	x	x		
	Valeur marchande des maisons	(x)	x		x	x	
Patrimoine naturel	Habitats (biotope)	(x)	x	x	x	x	x
	Diversité biologique (biodiversité)	(x)	x	x	x	x	x
	Écosystèmes	(x)	x	x	x	x	x
	Diversité génétique	(x)	x	x	x	x	x
Climat	Microclimat	(x)	x	x			
	Émission/puits de GES	(x)	x	x			
Risques naturels	Glissement de terrain	x	x		x		
	Inondations	x	x		x		
	Incendies	x			x		

Légende : x indique que la caractéristique s'applique à l'agriculture intensive et (x) indique que la caractéristique s'appliquerait plutôt à une agriculture non intensive.

Note :

¹ Réfère aux effets externes de l'agriculture (coûts et avantages sur l'environnement et la société).

² Prime placée sur l'usage futur de l'élément considéré ou usage futur optionnel.

³ Valeur attribuée à la conservation de l'élément considéré pour des générations futures.

⁴ Valeur rattachée seulement à la présence de certains éléments.

4.1.1 Qualité des sols

Selon Tabi *et al.* [1990], la dégradation des sols se traduit généralement par une détérioration de la structure, laquelle amène une diminution de la valeur productive des sols : réduction de la capacité de rétention en eau, de l'intensité de la vie microbienne et de la fertilité ainsi augmentation des pertes de sols (érosion hydrique et éolienne). La contamination des sols par des métaux lourds présents dans les produits phytosanitaires ou les fertilisants de synthèse est aussi un élément important à considérer. À court terme, ces pertes *in situ* sont assumées par l'exploitation par des pertes de rendement, mais à long terme, ils affectent la valeur d'héritage et autres valeurs de non-usage des sols. Des impacts *ex situ* sont aussi répertoriés, mais dans le contexte de ce rapport, ils ont été assimilés à des impacts sur la qualité de l'eau.

Cette dégradation peut résulter entre autre de rotations déficientes, du passage de machineries sur des terres où la teneur en eau serait trop élevée (souvent tôt le printemps ou tard à l'automne), de l'épandage de produits phytosanitaires ou de fertilisants soit en trop grande quantité ou à de mauvais moments, etc. Il faut bien comprendre que le niveau d'intensité n'est pas corrélé directement à une dégradation de la qualité des sols. Cependant, un plus haut niveau d'intensité risque au moins de diminuer la marge de manœuvre des preneurs de décision sur les élevages concernés par exemple sur les rotations, le choix des cultures, les temps de passage au champ, etc.

4.1.2 Qualité de l'eau de surface et souterraine.

Selon Gangbazo [1996], les principales conséquences environnementales de l'agriculture intensives sont : (i) la contamination des eaux souterraines par les pesticides et les nitrates et, (ii) la contamination des cours d'eau par le phosphore, les matières en suspension, les bactéries coliformes et dans certains cas, par les virus entériques porcins. La dégradation de l'eau résulte principalement du ruissellement et du lessivage des charges fertilisantes et des pesticides, et de l'accumulation de sédiments attribuable à l'érosion hydrique. La pollution de l'eau amène des risques accrus pour la santé humaine, végétale et animale⁴ et favorise les

⁴ Les impacts peuvent se faire sentir chez les espèces élevées ou cultivées comme chez les espèces sauvages. USEPA (2002a) évalue d'ailleurs l'impact de l'amélioration de la qualité de l'eau sur les animaux d'élevage et constitue un poste relativement important dans l'évaluation totale des bénéfices reliés à la réglementation agroenvironnementale étudiée.

phénomènes d'eutrophisation et de diminution de l'oxygène dissous qui entraînent une réduction de la biodiversité et des habitats aquatiques [Cochran *et al.*, 2000; UQCN, 2000; USEPA, 2002a].

En plus des usages d'eau de consommation et d'habitats aquatiques, plusieurs activités reliées à l'eau telles que la baignade, la pêche, la navigation, etc. nécessitent une qualité de l'eau minimale et dans la mesure où ces activités peuvent être compromises par l'agriculture intensive, il importe de considérer ces impacts dans un rapport comme celui-ci [USEPA, 2002a].

4.1.3 Qualité de l'air

Les principaux impacts environnementaux sur la qualité de l'air considérés dans cette étude sont liés aux odeurs et les émissions de gaz à effet de serre (GES). Les productions intensives, par les bâtiments d'élevage, les installations d'entreposage et les activités d'épandage principalement, sont une source importante d'odeurs désagréables qui peuvent contribuer à des problèmes respiratoires et des effets psychologiques chez les personnes résidant à proximité et chez les travailleurs [Cochran *et al.*, 2000].

4.1.4 Écosystèmes et biodiversité

La diversité dans les habitats entraîne une diversité dans la faune et la flore car la présence ou l'absence de boisés, de marais, de friches, de prairies, de rivières, de lacs, etc. peuvent être très déterminants sur la survie de plusieurs espèces. Or, l'agriculture intensive peut contribuer à l'homogénéisation du territoire et participer, de ce fait, à la fragilisation des habitats naturels et à une diminution de la diversité biologique [Drake, 1999].

4.1.5 Paysages

On peut penser que l'agriculture à petite échelle engendre des paysages ayant plus de valeur pour la population. Un indicateur fiable pourrait être l'utilisation de certaines illustrations d'une agriculture plus traditionnelle pour la vente et la promotion de certains produits d'alimentation (par exemple, l'image portée par certains emballages de lait vendus au Québec présentant

quelques vaches entre des clôtures de bois non alignées, et même une personne transportant des bidons de lait à la main). On peut présumer que les compagnies qui vendent de tels produits ont investi assez d'énergie et d'argent pour savoir que les consommateurs valorisent positivement ce genre de représentation de la campagne, qui va nécessairement avec de petites exploitations agricoles, et dont l'existence est pourtant pratiquement révolue au Québec. Il semble aussi que la population européenne, surtout, maintient une nette préférence pour des paysages diversifiés caractéristiques d'une agriculture non intensive et au détriment de paysages uniformes typiques d'une agriculture plus intensive [Drake, 1999].

4.1.6 Dimensions spatiale et temporelle

Deux aspects sont dignes de mention au sujet des impacts considérés : (i) la dimension temporelle (s'ils sont réversibles ou non et s'ils sont ponctuels, différés ou périodiques, etc.) et, (ii) la dimension spatiale (l'étendue de l'impact et le type de lieu, par exemple montagne, plaine, écosystème fragile ou rare, etc.). Le caractère particulier des impacts environnementaux, suivant ces considérations, déterminera à la fois la façon de les évaluer et de les aborder politiquement ou économiquement.

4.2 Études existantes sur l'évaluation des coûts environnementaux

Bien qu'une évaluation des externalités permette d'attribuer une valeur monétaire aux dommages environnementaux, ce type de coûts demeure relativement difficile à chiffrer et, en conséquence, la mesure des coûts comporte un niveau élevé d'incertitude et ne permet généralement que d'obtenir un ordre de grandeur. Malgré ces limites sur le plan méthodologique, une approximation de la valeur monétaire des dommages et des coûts de protection de l'environnement serait utile aux décideurs car elle permet de rassembler les meilleures informations quantitatives disponibles et donne des ordres de grandeur favorisant ainsi la prise de décision [Barde, 1992]. Cette section présente donc quelques études de coûts environnementaux liés aux productions animales intensives. Les méthodes et les différentes façons d'utiliser leurs résultats ainsi que leurs limites, sont présentées.

4.2.1 Démarches complètes

D'excellents exemples de démarches globales incluant des études semblables à celle de la présente étude, sont présentés dans GEIS [2002], Landry et Levallois [2000], Pillet *et al.* [2000] et USEPA [2002a]. Elles peuvent être qualifiées de *complètes* car elles ont été menées par des équipes multidisciplinaires et visaient, dans les deux cas états-uniens, à dresser un portrait détaillé des productions animales sur leurs territoires respectifs, d'en évaluer les impacts sociaux, environnementaux et économiques ainsi que de considérer certaines réglementations et les voies d'avenir les plus prometteuses, pour le bénéfice de toute la population. Les deux autres exemples, l'un québécois, l'autre suisse, s'éloignent légèrement du cadre strict du présent rapport mais visent néanmoins à poser un diagnostic global sur des régions à partir de plusieurs données, et dans un contexte d'agriculture plus ou moins intensive. Il existe sûrement d'autres études de ce genre, mais celles-ci sont particulièrement pertinentes dans le présent contexte.

4.2.1.1 États-Unis

Dans le cadre d'une analyse avantages-coûts au sujet de l'application d'une réglementation sur les opérations d'élevages concentrées (*Concentrated Animal Feeding Operations*, CAFOs), la démarche de USEPA [2002c] visait précisément à monétiser les bénéfices prévisibles. Leur évaluation a été faite à partir de généralisations et d'extrapolations à partir d'études utilisant des méthodes telles que celles décrites au chapitre deux et de prévisions à partir de différents modèles [USEPA, 2002a]. Les résultats les plus pertinents de ces démarches, dans le présent contexte, sont résumés au tableau 4.2. *Grosso modo*, on peut en conclure que, dans ce cas, les bénéfices monétisés sont équivalents aux coûts reliés à la réglementation. Ces derniers représentent les coûts de mise aux normes à encourir pour les exploitations visées, soient les plus gros élevages concentrés (*large CAFOs*), selon la classification de USEPA [2002c].

Tableau 4.2 Coûts et bénéfices monétisés annuels totaux, selon deux scénarios, et seulement pour la catégorie des plus gros élevages concentrés, selon la classification de USEPA [2002].

Catégories	Option 1 ¹ \$US ²	Option 2 ¹ \$US ²
Coûts sociaux totaux		
Coûts de mise aux normes de l'industrie (avant taxes)	119	283
Coûts administratifs (provinciaux et fédéraux)	6	6
Total	125	289
Avantages monétisés		
Amélioration de la qualité de l'eau de surface	102,4 à 182,6	166,2 à 298,6
Réduction de la mortalité chez les poissons	0,0 à 0,1	0,1
Amélioration de la pêche commerciale	0,1 à 2,0	0,3 à 3,4
Réduction de la contamination des puits privés	33,3	30,9
Réduction de la contamination de l'eau pour les animaux	4,7	5,3
Réduction de l'eutrophisation des estuaires	0,1	0,2
Réduction des coûts de traitement de l'eau	0,7 à 1,0	1,1 à 1,7
Réduction de l'eutrophisation et de la contamination par les pathogènes des eaux côtières et estuaires	n.-m. ³	n.-m. ³
Réduction de la contamination par les pathogènes des eaux souterraines privées et publiques	n.-m. ³	n.-m. ³
Réduction des risques écologiques et pour la santé humaine provenant des antibiotiques, hormones, métaux et sels	n.-m. ³	n.-m. ³
Amélioration des propriétés du sol	n.-m. ³	n.-m. ³
Réduction des coûts liés aux engrais commerciaux pour opérations autres que CAFO	n.-m. ³	n.-m. ³
Bénéfices totaux	141,3 + [B] ⁴ à 223,8 + [B] ⁴	204,1 + [B] ⁴ à 340,2 + [B] ⁴

¹ Le premier scénario implique l'application de lisiers sur la base azote seulement, tandis que le second correspond à des épandages sur la base azote sauf dans les cas où l'EPA jugerait la norme phosphore plus adéquate

² \$US de 2001

³ non monétisé

⁴ + [B] indique que des bénéfices qui n'ont pas pu être monétisés devraient être ajoutés aux totaux correspondants. Les sommes peuvent ne pas correspondre à cause des valeurs arrondies.

4.2.1.2 Minnesota

En 1998, l'État du Minnesota s'est engagé dans un processus visant à examiner les effets à long terme des productions animales sur l'économie, l'environnement et le mode de vie du Minnesota et de ces citoyens, en tenant compte de son état actuel et de son évolution [GEIS, 2002]. Cette étude, nommée GEIS (pour *Generic Environmental Impact Statement on animal agriculture*), s'est terminée en septembre 2002. Ce rapport et les documents qui le

supportent, présentés de façon apparemment moins bien structurée que USEPA [2002c], incluent les recommandations finales, des résumés de revue de littérature et un certain nombre de documents techniques relativement pertinents, même pour le contexte québécois [GEIS, 2002]. Cependant, aucune valeur d'externalité ne semble avoir été dégagée par transfert de bénéfice ou par une autre méthode. Ainsi, seules les références les plus pertinentes et certains éléments théoriques ont pu être utilisées pour ce rapport.

4.2.1.3 Québec

L'ensemble d'études colligées par Landry et Levallois [2000], surtout celles de la première des quatre parties, s'attardent particulièrement à la dynamique entre les activités agricoles et la perception de nuisances de la population. L'écosystème étudié est la culture de pomme de terre la région de Portneuf. Certains parallèles sont parfois établis avec les régions⁵ de Lanaudière, de l'Île d'Orléans, et de Nicolet-Yamaska, d'où proviennent également bon nombre de données. Il est pertinent de présenter les résultats de certaines études de ce recueil.

Rouffignat et al. [2000]

Rouffignat *et al.* [2000] ont entre autre évalué le degré d'exposition de la population aux pratiques agricoles intensives à l'aide de renseignements sur les exploitations agricoles détenues par le MAPAQ en établissant une typologie des 92 municipalités dans les quatre régions à l'étude (huit classes d'intensité allant de faible à très forte). Une enquête téléphonique a été par la suite menée auprès de 2 333 résidents et les auteurs ont fait correspondre les réponses des enquêtes à la typologie établie au départ. Rouffignat *et al.* [2000] ont ainsi pu déduire que :

Le fait de résider dans une municipalité où l'intensité des activités agricoles est forte ou très forte, influence nettement la perception de l'agriculture comme étant une activité dommageable à la qualité des eaux. (...) Cette perception négative est due principalement à la présence de la production porcine, qui est vue comme l'activité agricole la plus dommageable pour l'environnement, avant les cultures de la pomme de terre et du maïs. (...)

⁵ Les limites de ces régions ne sont pas nécessairement celles des régions administratives reconnues habituellement par le MAPAQ, par exemple.

C'est l'agriculture qui est l'activité la plus fréquemment mentionnée comme ayant un impact local très important sur l'environnement (600 répondants sur 2 204 ont émis cette opinion, soit 27 %), bien avant les activités urbaines (349 répondants ou 15,8 %) et industrielles (271 répondants ou 12,3 %).

Par la suite, ils arrivent à établir que :

La consommation d'eau embouteillée semble très peu reliée à l'intensité des activités agricoles dans une municipalité, puisque le pourcentage de la population qui en consomme ne varie que très peu avec l'importance ou la concentration des activités agricoles intensives. Par contre, l'acquisition d'appareils de traitement de l'eau par les résidents des zones d'agriculture intensive est plus fréquente, puisque le pourcentage des résidents ayant acheté ce type d'équipements est deux à trois fois plus élevées que dans les municipalités où l'agriculture est moins intensive. Cette première évaluation de la perception de l'impact des activités agricoles intensives au niveau régional est cependant fragmentaire, puisque nous n'avons pu analyser l'influence des caractéristiques du milieu physique sur cette perception des effets environnementaux.

Rouffignat *et al.* [2000] établissent ensuite des bilans locaux et régionaux en éléments nutritifs et corrélient ces données avec la teneur en nitrates de puits artésiens et de surface. Les résultats de ces dernières analyses ne seront pas présentés ici car ils dépassent le cadre de la présente étude.

Lamari et Landry [2000]

Par ailleurs, l'apport de Lamari et Landry [2000] est très intéressant, surtout parce qu'il permet de chiffrer les dépenses d'évitement et les préférences exprimées des ménages de deux régions québécoises, Portneuf et Lanaudière, de même que les déterminants de ces comportements. Ces chercheurs se sont attardés d'abord sur les préférences révélées, puis ensuite sur les préférences exprimées.

D'abord, ils ont considéré que les dépenses d'évitement étaient encourues essentiellement lors de l'achat d'eau embouteillée et de systèmes de traitement et d'adoucissement de l'eau et ont évalué ces dépenses à 263 \$CAN par an et par famille. Ils ont aussi permis de tirer ces conclusions :

(...) (i) l'occurrence du recours à la consommation de l'eau embouteillée est davantage sensible au statut social des ménages (revenu, scolarisation)⁶, alors que (ii) l'occurrence du recours à un appareil de traitement est plus sensible au niveau d'exposition aux risques associés aux eaux contaminées. Dans les deux cas, les résultats montrent que les perceptions subjectives de la qualité des eaux (mauvais goût, mauvaise odeur, caractère turbide) ont une influence réelle sur l'occurrence des actions d'évitement.

D'autre part, l'analyse des résultats du questionnaire sur les préférences exprimées a permis d'estimer qu'en moyenne un ménage est disposé à payer l'équivalent de 113 \$CAN par an pour financer un programme de préservation de la qualité des eaux dont l'action principale consistait à offrir des compensations aux agriculteurs qui ont accepté de réduire l'utilisation des intrants jugés polluants [Lamari et Landry, 2000]. L'écart entre ces dernières dépenses et les dépenses effectives (ou révélées) est notable et elle est expliquée surtout par le phénomène du resquillage.

4.2.1.4 Suisse

L'étude de Pillet *et al.* [2000], réalisée pour le compte de l'Office fédéral de l'Agriculture en Suisse, comporte trois volets, réalisés à l'aide de trois approches. L'une est très similaire à celle du présent rapport car elle visait à quantifier et monétiser les externalités de l'agriculture suisse sur la base d'une revue de littérature et d'un transfert de bénéfices. Une autre consistait à évaluer, sur la base de statistiques, dans quelle mesure l'agriculture suisse atteint des objectifs sociétaux, par exemple de sécurité d'approvisionnement, de conservation de l'emploi ou de densité d'occupation du territoire. Elle en mesurait, en d'autres mots, l'acceptabilité socioculturelle. Enfin, le troisième volet, basé sur l'analyse énergétique

⁶ Ils rejoignent en cela Marceau et Therrien [2000] qui relèvaient que les habitudes d'achat d'eau embouteillée des régions rurales ne se démarquaient pas de la tendance québécoise.

(énergétique⁷, en fait), avait pour but d'évaluer le recours de l'agriculture suisse aux *intrants environnementaux*, communément appelés ressources naturelles renouvelables ou non renouvelables. Ces trois volets, en plus de la dimension marchande (non évaluée par Pillet *et al.* [2000]), constituaient la valeur totale de l'agriculture.

Il est important de rappeler que la situation de l'agriculture suisse est très particulière par rapport à la plupart des économies occidentales. En effet, sous l'effet de changements de politiques agricoles, dans les années '90, les producteurs suisses ont été incités à entretenir des systèmes de production agricole plus sensibles à la fois aux externalités négatives et aux aménités positives. Pratiquement, cela s'est fait par une diminution du soutien des prix au profit d'un soutien du revenu conditionnel au respect de l'environnement et à la prestation de services environnementaux.

Les résultats du volet qui concernait davantage la présente étude ont pu être reportés au tableau 4.3. La dimension intéressante de ces données est la considération de l'évolution temporelle des valeurs. On y voit que selon l'évolution actuelle de l'agriculture suisse (qui peut dépendre, par exemple, de la dimension structurelle, des programmes gouvernementaux, etc.), le bilan des externalités était négatif en 1998 et positif après 2003, puisque les bénéfices dépassaient alors les coûts. Cette situation est explicable par le fait que certains « postes » d'externalités étaient négatifs au moment de l'étude mais on projetait qu'ils diminueraient et deviendraient éventuellement positifs. Aussi, les calculs de Pillet *et al.* [2000] étaient très optimistes, puisque les coûts prévus des externalités reliées à la pollution devenaient nuls en 2008.

⁷ Des auteurs ont développé, suite à la crise énergétique des années '70, une approche tenant compte du contenu énergétique emprisonné dans différentes matières (mesuré en joules). Par exemple, lire Pillet et Odum [1987]. Un vocabulaire a aussi été développé autour de cette approche, particulièrement à partir du concept d'émergie. Ce terme réfère essentiellement à la quantité d'énergie solaire « incorporée » dans la matière. Les externalités servent à représenter la contribution de l'environnement à l'agriculture (ce que Pillet *et al.* [2000] appellent des « externalités entrantes »).

Tableau 4.3 Résultats de l'appréciation des effets externes de l'agriculture suisse 1998-2008 [Pillet *et al.*, 2000]

Coûts et bénéfices externes ¹	1998		2003		2005		2008	
	Bénéfices	Coûts	Bénéfices	Coûts	Bénéfices	Coûts	Bénéfices	Coûts
Aménités	1 400	0	1 221,0	0	1 189,1	0	1 120,5	0
Coûts (pollution, réparation)	-	995,9	-	360,8	-	138,8	-	0
Patrimoine naturel	0	783,9	0	142,0	965,9	0	910,3	0
Climat – santé – risques	0	44,5	0	8,02	38,8	0	36,6	0
Totaux	1 400	1 824,4	1 221,0	510,9	2 193,9	138,8	2 067,4	0
Avantages externes nets (estimés)	-400		700		2 000		2 000	

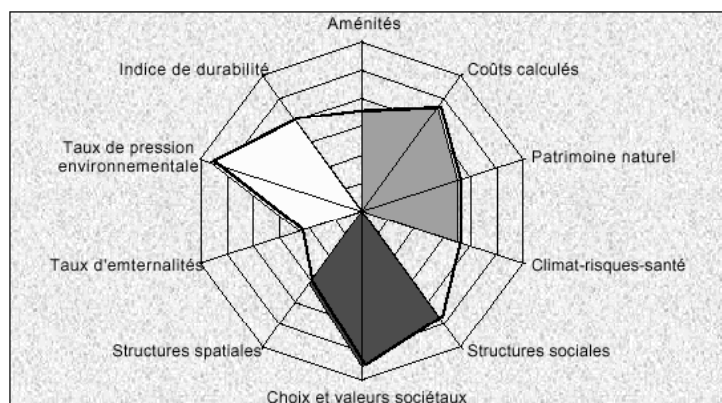
¹ Valeurs monétaires actualisées et normalisées en millions de francs suisses de 1998

Pillet *et al.* [2000] ont pu représenter l'ensemble de leurs résultats sous forme d'une rosace permettant de visualiser rapidement le niveau de durabilité de l'agriculture suisse (figure 4.1). Les trois couleurs de la figure réfèrent aux trois volets de l'étude (voir la légende). Ceci leur a permis de présenter un résultat unique, sans toutefois agréger des valeurs qui ne permettaient pas un tel traitement. Cette figure s'interprète à partir des informations suivantes : D'abord, l'échelle est ordinale (durabilité faible, moyenne, forte). Aussi, plus on s'éloigne du centre, plus la durabilité du facteur considéré est grande. Ceci implique que plus l'aire intérieure de la rosace est grande, plus la durabilité de l'agriculture suisse est élevée.

4.2.2 Qualité du sol

Valeur productive des sols

Au niveau de la valeur intrinsèque ou productive des sols, Pillet *et al.* [2000] mentionne que les activités agricoles peuvent valoriser ou entretenir, voire améliorer la valeur productive des sols, par exemple par l'entretien du taux de matière organique, le dérochement ou la mise en culture continue. Dans un tel cas, la valeur des externalités estimées étaient positives. Or, l'agriculture intensive est souvent associée avec les phénomènes d'érosion, de contamination et de compaction [Tabi *et al.*, 1990], faisant perdre aux sols une partie de leur valeur d'héritage; les valeurs de ces externalités devraient alors être essentiellement négatives. Dans cette optique, l'agriculture intensive, en plus d'entraîner des coûts environnementaux, fait perdre aussi des bénéfices que la société pourrait tirer de la présence d'exploitations moins intensives. Ces considérations ont mené à une dynamique particulière dans le traitement et l'interprétation des résultats potentiels.



Légende : blanc = contribution écologique à la durabilité (intrants environnementaux – perspective « émergente »); gris clair = contribution écologique à la durabilité (effets sur l'environnement ou externalités – perspective économique); gris foncé = contribution sociale à la durabilité (atteinte des objectifs sociétaux).

Figure 4.1 Rosace de durabilité de l'agriculture suisse [Pillet et al., 2000]

Valeur marchande des sols

Il serait risqué d'affirmer que l'augmentation de la valeur des terres agricoles n'est attribuable qu'à la réglementation environnementale récente liant les superficies d'épandage à la quantité des lisiers à épandre; bien que ce soit un élément de discours populaire (selon la région, des prix de plus de 10 000 dollars par ha ont pu être relevés), aucune analyse ne permet de le confirmer jusqu'à présent. Un moyen pour déterminer dans quelle mesure la réglementation environnementale affecte le prix des terres pourrait être de comparer l'évolution du prix des terres dans des régions où de telles réglementations n'ont pas eu lieu ou ont été appliquées dans d'autres périodes, ou encore où la pression animale est différente. La comparaison de l'évolution des prix de vente avant la réglementation à l'évolution après leur application pourrait aussi être évocatrice. Cependant, il est assez évocateur que le prix demandé pour des terres pauvres en phosphore soit parfois plus élevé que celui exigé pour des terres riches en cet élément.

Un aspect à considérer est le lien fort et vertueux entre la réglementation et les principes agronomiques de base dans le sens que grossièrement, et bien qu'il existe un débat relativement intense sur la façon de mesurer à la fois les apports et les prélèvements, la réglementation ne fait qu'obliger les producteurs à respecter la correspondance entre la charge fertilisante et les besoins des cultures, compte tenu de la teneur initiale des sols.

En bout de ligne, la concurrence entre producteurs pour disposer de surfaces d'épandage pourrait alors, par l'augmentation du prix des terres à laquelle elle contribue, affecter les performances financières non seulement des exploitations porcines mais aussi d'exploitations d'autres productions, actuelles ou potentielles. La valeur d'héritage des sols serait aussi affectée puisqu'une telle augmentation de prix risque d'avoir un effet dans la dynamique d'établissement [Parent *et al.*, 2002]. Il n'en sera cependant pas question dans les sections suivantes à cause de l'absence de données pertinentes.

Réduction de l'utilisation des pesticides

Brethour et Weersink [2001] ont fait l'évaluation économique des bénéfices perçus suite à la diminution du risque associé à l'utilisation de pesticides dans le sud de l'Ontario entre les années 1983 et 1998 (tableau 4.4). Ils ont documenté l'évolution de l'utilisation de pesticides et mis en évidence que le risque associé à l'utilisation des pesticides avait décliné durant cette période à cause de deux facteurs principalement : la baisse d'utilisation de pesticides et la substitution des ingrédients actifs à risque élevé pour d'autres à risque plus faible. Les bénéfices entraînés par ces changements dans l'utilisation de pesticides ont été mesurés à l'aide d'une approche d'évaluation du risque⁸ combinée à une évaluation contingente. Les calculs de Brethour et Weersink [2001] mènent à un consentement à payer de 188 \$US par ménage par année correspondant à la réduction de risque documentée en Ontario durant cette période.

Malheureusement, les valeurs obtenues ne peuvent être transférées au contexte québécois car les valeurs de l'évaluation contingente utilisée par Brethour et Weersink [2001] ont elles-mêmes été transférées d'une étude réalisée aux États-Unis en 1993 à l'aide du revenu moyen ontarien et du taux de change de cette période. Les dix années qui séparent l'étude originale du présent paraissent trop nombreuses pour pouvoir compter sur des valeurs fiables. Aussi, les changements observés en Ontario dans l'utilisation des pesticides ne sont sans doute pas les mêmes que ceux observés au Québec.

⁸ Par exemple, l'atrazine, selon leur méthode, était classé comme étant à haut risque pour l'eau souterraine, à risque moyen pour l'eau de surface les espèces aquatiques et les problèmes de santé aigus et chroniques, et à risque faible pour les oiseaux, mammifères et autres espèces non-ciblées.

Contamination

Bien que la littérature scientifique ne soit pas très prolifique à ce sujet, certaines études ont évalué l'impact d'antibiotiques, de résidus de médicaments, de produits de lavage, ainsi que d'objets divers pouvant se retrouver dans les cultures par l'intermédiaire des lisiers [Jjemba, 2002]. Les pratiques courantes de l'industrie laissent en effet présumer de la présence de telles substances potentiellement actives.

Au niveau de la salubrité des aliments, sujet connexe, les appréhensions que l'on peut entretenir concernant les productions animales intensives dans le cadre de cette analyse sont probablement plus au niveau philosophique (par exemple, au niveau de la diversité ou de motivations végétariennes). Aucune valeur à ce sujet n'a été trouvée dans la littérature. Une ouverture à considérer, comme le font Pillet *et al.* [2000] et Phillips [2003], pourrait être d'évaluer les sommes additionnelles que des consommateurs déboursent pour des produits certifiés (correspondant à un cahier de charges biologiques ou d'appellation d'origine contrôlée, par exemple). Les producteurs biologiques doivent aussi acquitter des frais pour obtenir leur certification et ceux-ci pourraient être considérés. Cependant, il est possible que cette extrapolation soit abusive, d'autant plus qu'il est permis d'entretenir des doutes concernant la conception adéquate que la population québécoise entretient sur les produits certifiés biologiques [West *et al.*, 2003]. De toutes façons, des données permettant d'aller plus loin dans cette voie n'ont pas été obtenues et une telle analyse reste donc à faire.

4.2.3 Qualité et quantité de l'eau

De nombreuses études peuvent être classées dans cette catégorie. Il est d'ailleurs probable que les impacts environnementaux sur l'eau, soit sa qualité, sa quantité ou les activités qui en dépendent ou qui y sont reliées, soient ceux qui sont le plus étudiés de tous, surtout en contexte agricole. Les résultats de plusieurs d'entre elles, sont présentés à l'annexe A. Ces résultats ne sont pas repris ailleurs dans ce rapport, pour différentes raisons; de toutes façons, celles qui le sont dans cette section suffisent. Les études les plus pertinentes dans le présent contexte sont présentées tour à tour dans cette section, avec leurs résultats.

Tableau 4.4 Synthèse d'études portant sur l'évaluation des coûts environnementaux

Type d'aménités	Étude	Description de l'étude	Résultats	Lieu géographique
Études globales	USEPA [2002a]	Évaluation des bénéfices sociaux d'une nouvelle réglementation sur les élevages intensifs.	Les bénéfices estimés sont équivalents aux coûts estimés.	Etats-Unis
	Landry et Levallois [2000]	Recueil de diverses études évaluant entre autres la perception de la population face aux nuisances environnementales et les déterminants de dépenses de protection face à la baisse de la qualité de l'eau. Méthodes et approches utilisées : mise en relation diverse de questionnaires, systèmes d'information géographique, régressions économétriques, statistiques, analyses politiques, etc.	Multiples et très diversifiés.	Régions de Portneuf, Lanaudière, Nicolet-Yamaska et Île d'Orléans, au Québec
	Pillet <i>et al.</i> [2000]	Évaluation de la durabilité de l'agriculture suisse par l'estimation des externalités économiques.	> Transfert de bénéfices, méthode <i>ad hoc</i> . Bénéfices estimés dépassent les coûts à partir de 2003.	Suisse
Qualité de l'eau	Eisen-Hecht et Kramer [2002]	CAP pour conserver la qualité de l'eau par le moyen d'implantation de pratiques agroenvironnementales (<i>Best management practice</i> , BMPs) Revenu moyen par ménage : 55 481\$ et taux de réponse au sondage : 47 %.	> Évaluation contingente 139 \$US/ménage/an	Bassin versant de la rivière Catawba en Caroline du Nord
	Loomis <i>et al.</i> [2000]	Estimation des avantages pour 5 services des écosystèmes : dilution des eaux usées, contrôle de l'érosion, habitat pour les poissons et vie sauvage et activités récréatives. Entrevue auprès de 100 personnes	> Évaluation contingente 252 \$US/ménage/an	South Platte river, Denver, Colorado
	Mathews <i>et al.</i> [2002]	Estimation des avantages pour l'amélioration de la qualité de l'eau (réduction de 40% de la pollution associée au phosphore). Répondants : âge moyen 50 ans, 70% homme. Taux de réponse au sondage : 44.2% Revenu moyen par ménage : 49 615\$. Description de la région : 1 million de ménages	> Évaluation contingente 140 \$US/ménage/an	Rivière Minnesota, État du Minnesota
	Morgan et Owens [2001]	Estimation des avantages monétaires de la réglementation pour l'amélioration de la qualité de l'eau visant surtout la diminution du phosphore, le <i>Clean Water Act</i> . Les avantages estimés sont supérieurs aux coûts.	> Transfert de bénéfices 358M à 1,8MM\$US pour une partie de la population du Maryland et de la Virginie.	Chesapeake Bay
	Van Kooten <i>et al.</i> [1998]	CAP pour diminution du taux de nitrates dans les eaux de la région par le compostage d'une partie ou de la totalité des déjections animales. Dans l'échantillon, près de 60% étaient peu familiers avec les effets des nitrates dans l'eau, plus de 60% trouvaient que les odeurs et autres nuisances des fermes étaient une nuisance, près de 60% trouvaient que la qualité de l'eau de leur région était inadéquate et plus de 70% voulaient que le gouvernement impose une réglementation sévère sur l'usage de fertilisants et la manutention des déjections animales.	> Évaluation contingente 135-210 \$CAN/ménage/an	Région d'Abbotsford, Colombie-Britannique
	Yadav et Wall [1998]	Estimation des avantages de la restauration de la qualité de l'eau souterraine. Utilisation de la méthode des coûts évités : traitement de l'eau, achat de l'eau embouteillée, forage de nouveaux puits.	> Méthode des coûts évités 40-330 \$US/ménage/an	Minnesota Garvin Brook watershed
Risque associé aux pesticides	Brethour et Weersink [2001]	Bénéfice perçu par la diminution de l'utilisation de pesticides constatée entre 1983 et 1998 en Ontario. L'index du risque dépend des matières actives et des quantités utilisées.	> Evaluation contingente et statistiques ontariennes 188\$US/ménage/an	Ontario
Valeur des propriétés	Leggett et Bockstael [2000]	Estimation des effets de la qualité de l'eau sur les valeurs des propriétés. Indicateur : coliformes fécaux. Données utilisées : vente de propriétés riveraines entre 1993 et 1997	> Prix hédoniques Changement de 100 CF/100ml accompagne une variation de 1.5 % du prix	Chesapeake Bay, Maryland

CAP = consentement à payer
CF = Coliformes fécaux
PIB = Produit intérieur brut

Tableau 4.4 Synthèse d'études portant sur l'évaluation des coûts environnementaux (suite)

Type d'aménités	Étude	Description de l'étude	Résultats	Lieu géographique
Valeur des propriétés	Palmquist <i>et al.</i> [1997]	Effet de la quantité de lisiers porcins produits à faible distance sur le prix des maisons. Concentration importante en 1993 : entre 43 et 490 porcs/km ² selon le comté et grande concentration (95% des porcs produits par 13% des 8500 fermes ayant des porcs en inventaire). Données utilisées : 237 ventes de maison en 1992-93. Contexte technologique et agronomique de l'étude dépassé par rapport à celui du Québec.	> Prix hédoniques Impact négatif (entre 0 et 9 % de la valeur d'une maison de 73 000\$US) de la qté de lisiers produits à moins de 3 km des maisons. Varie surtout avec la qté de lisiers produits, la distance et la concentration existante.	État de la Caroline du Nord, Centre-Est des États-Unis
Écosystèmes	Turner <i>et al.</i> [1988]	Estimation de la valeur non-marchande d'écosystèmes de la Georgie et comparaison avec leur valeur totale (marchande + non-marchande)	> Évaluation contingente <u>Champs</u> : 887\$US/ha/an, dont 12% non-marchand <u>Marécages</u> : total = 889\$/ha/an, dont 100% non-marchand <u>Forêts</u> : total = 654\$/ha/an, dont 31% non-marchand	État de la Georgie, Sud-Est des États-Unis
Paysages	Drake [1999; 1992]	CAP pour la préservation du paysage agricole (contexte d'homogénéisation du paysage semblable à celui du Québec). Préférence marquée de la population vers une plus grande diversité et une plus grande variabilité du paysage. La principale motivation à payer vient de la préservation de la nature (69% de l'échantillon).	> Évaluation contingente 470 à 700 SEK/pers/an. Note : Ce montant, converti à 970 SEK/ha cultivé/an, donne une valeur supérieure à la valeur privée nette des terres agricoles. 1SEK90=0,17\$CAN90.	Suède
	Hackl et Pruckner [1997]	CAP de touristes pour financer des programmes ciblant les agriculteurs et visant à améliorer les paysages (valeur non-marchande des paysages agricoles auprès des touristes). Échantillon : 4000 touristes locaux ou internationaux à l'été 1991. Contexte paysager autrichien éloigné de celui du Québec. Territoire occupé à 80% par l'agriculture ou la forêt.	> Évaluation contingente 6 à 12 ATS/pers/jour de visite selon l'origine et la région visitée (moyenne=9,20, médiane=3,5, écart-type=15,95ATS\$91. Note: 1ATS = 0,1\$CAN	Autriche
PIB ajusté	Pretty <i>et al.</i> [2001]	Ajustement de la part du PIB de l'agriculture moderne par ses externalités, qui correspondent essentiellement aux bénéfices environnementaux et aux dommages causés aux actifs naturels (eau, air, sol, paysages, santé humaine). Les auteurs disent sous-estimer les dommages en général.	Dépréciation du PIB agricole de la Grande-Bretagne, de l'Allemagne, des États-Unis.	Royaume-Uni, Allemagne et États-Unis
Caractéristiques de la demande	Höckby et Söderqvist [2001]	Estimation des caractéristiques économiques de la demande pour un bien environnemental, soit la diminution de l'eutrophisation de la Mer Baltique par la diminution de l'apport d'azote à partir de cinq études d'évaluation contingente suédoises.	Élasticité-revenu du CAP < -1 ; Élasticité-revenu de la demande = 0,7 à 1,5 ; Élasticité-prix de la demande = 1,8 à 2,4.	Mer Baltique, Suède
Caractéristiques de l'offre	Bonnieux <i>et al.</i> [1998]	Étude de déterminants de l'adhésion de producteurs français à des programmes agro-environnementaux.	> Régression économétrique Plusieurs déterminants significatifs (âge, scolarité, méthodes culturelles, etc.)	Basse-Normandie, France

CAP = consentement à payer

Mathews et al. [2002]

Dans le cadre de la restauration de la rivière Minnesota, les travaux de Mathews *et al.* [2002] ont estimé les avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau suite à une réduction de 40 % des concentrations en phosphore dans la rivière (tableau 4.4). L'agriculture y est très présente, elle occupe 92 % du territoire. On y produit environ 41 % du maïs de l'état du Minnesota et 51 % du soya et plus de 41 % de la production porcine et 22 % de la production bovine s'y retrouvent. La méthode d'évaluation contingente a été utilisée pour l'évaluation monétaire. L'âge moyen des répondants était d'environ 50 ans et le revenu moyen annuel d'environ 49 600 \$US. Le consentement à payer annuel par ménage pour la réduction du phosphore était de 140 US\$. Ainsi, le consentement à payer pour un bassin de population d'environ un million de ménages est d'environ 141 millions \$US. Les coûts de l'assainissement de la rivière étaient estimés entre 18 et 122 millions \$US. La comparaison des avantages et des coûts suggérait un ratio avantage-coût plus grand que l'unité et ce, même si l'estimé de coûts le plus élevé était considéré. Cette estimation des avantages et des coûts des programmes de réduction peut être utilisée comme outil d'aide à la décision aux gestionnaires.

Eisen-Hecht et Kramer [2002]

Eisen-Hecht et Kramer [2002] ont utilisé l'évaluation contingente pour déterminer le consentement à payer pour l'établissement d'un programme de conservation de la qualité de l'eau du bassin de la rivière Catawba (Caroline du Nord). Cette rivière est l'une des plus problématique aux États-Unis de part ses sources de pollution (eaux usées, rejets industriels et le ruissellement urbain et agricole) et de ses nombreux usages (eau d'approvisionnement, irrigation agricole et production d'hydro-électricité). Les usages de l'eau à l'étude comprenaient l'approvisionnement en eau potable et les usages récréatifs. La répartition des répondants était à part égale entre les hommes et femmes. Le taux de réponse à l'enquête était de 47 %. Leur revenu annuel moyen était d'environ 55 500 \$US. Le consentement à payer a été évalué à 139 \$US par année par payeur de taxes (tableau 4.4). Les avantages agrégés pour la période de temps déterminée et pour l'ensemble des payeurs de taxes concernés par l'étude ont été estimés à 340 millions \$US. Pour l'agrégation des données, le consentement à payer des non-répondants était de 67 \$US soit un montant représentant 50 % de celui des répondants. Toutefois, Eisen-Hecht et Kramer [2002] ont mentionné que

les résultats obtenus ne permettaient pas de conclure définitivement sur la mise en place de meilleures pratiques agricoles. Ces résultats devraient être utilisés comme outil d'aide à la gestion afin de permettre aux responsables d'orienter leurs interventions et d'effectuer des travaux futurs afin de préciser les actions à prendre.

Van Kooten et al. [1998]

Van Kooten *et al.* [1998] ont fait l'estimation du consentement à payer pour des diminutions du taux de nitrate dans les eaux de la région par le compostage d'une partie ou de la totalité des déjections animales (tableau 4.4). Dans l'échantillon, près de 60 % étaient peu familiers avec les effets des nitrates dans l'eau, plus de 60 % trouvaient que les odeurs et autres nuisances des fermes étaient une nuisance, près de 60% trouvaient que la qualité de l'eau de leur région était inadéquate et plus de 70 % voulaient que le gouvernement impose une réglementation sévère sur l'usage de fertilisants et la manutention des déjections animales. Le consentement à payer, évalué par une régression de type logit, variait entre 135 et 210 \$CAN. Cette étude présente des points discutables. D'abord, le consentement à payer (CAP) évolue de façon bizarre avec une amélioration de la qualité de l'eau envisagée : le CAP n'augmente pas toujours avec une diminution du taux de nitrates dissous. Les auteurs démontrent en fait que les répondants n'ont techniquement pas compris l'amélioration pour laquelle ils paieraient. Tout ceci est sans doute explicable par le fait que, de l'aveu même des auteurs, les méthodes utilisées dans l'étude ne sont pas de celles qui ont été approuvées par un panel reconnu et référé dans la grande majorité des études traitées ici (le rapport de ce panel se trouve dans Arrow *et al.* [1993]). Enfin, les données fournies dans leur étude ne sont pas assez détaillées pour qu'elles soient transférables autrement que telles quelles, et les résultats seraient assez diffus pour les raisons mentionnées précédemment.

Loomis et al. [2000]

Les travaux de Loomis *et al.* [2000] ont démontré à l'aide d'une évaluation contingente que les avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau étaient supérieurs aux coûts associés à la restauration de la qualité de l'eau d'une section de 45 km de la rivière South Platte. Le bassin versant de cette rivière se situe dans les états du Nebraska, Wyoming et Colorado. L'agriculture constituait la principale problématique par l'apport de nitrates et de phosphore et

les prélèvements de l'eau pour l'irrigation des terres agricoles. Plusieurs usages de l'eau ont été retenus pour l'estimation des avantages : la dilution des eaux usées, la purification de l'eau, le contrôle de l'érosion du sol, les habitats pour les poissons, la faune et flore sauvages ainsi que les activités récréatives. Le consentement à payer évalué auprès de 100 personnes, se situait à environ 21 \$US par ménage et par mois, soit environ 252 \$US par année (tableau 4.4). L'application de ce montant à une partie ou à la totalité de la population riveraine⁹ donnait des avantages annuels totaux pour la région à l'étude estimés entre 19 et 71 millions \$US. À l'aide des résultats obtenus, Loomis *et al.* [2000] ont démontré que la politique proposée pour l'amélioration des usages de l'eau rencontrait les critères économiques.

Yadav et Wall [1998]

Yadav et Wall [1998] ont utilisé l'analyse avantages-coûts pour évaluer un programme visant l'amélioration de la qualité de l'eau souterraine (tableau 4.4). Le projet à l'étude se situait dans le bassin versant Garvin Brook (Minnesota) où 75 % de la population utilise l'eau souterraine comme source d'approvisionnement en eau potable. Les avantages ont été estimés à l'aide de la méthode des coûts évités : traitement de l'eau, achat d'eau embouteillée, forage de nouveaux puits et économies de fertilisants. Les coûts des scénarios de gestion étaient ceux de la mise en œuvre de meilleures pratiques agricoles (*Best management practices, BMPs*). Les avantages intrinsèques de l'amélioration de la qualité de l'eau n'ont pas été pris en compte étant donné les difficultés associées à leur monétisation.

Les avantages monétaires estimés variaient entre 59 000 et 140 000 \$US pour les scénarios envisagés et les coûts calculés ont été estimés à environ 842 000 \$US. Yadav et Wall [1998] ont émis l'hypothèse que les avantages monétaires augmentaient au fil des années tandis que les coûts liés à l'instauration de meilleures pratiques agricoles étaient une dépense unique au cours de la période d'étude. Il a été possible d'établir qu'une période variant entre 4 et 6 années permettait l'égalisation des bénéfices et des coûts estimés.

⁹ En prenant pour acquis, par exemple, que ceux qui refusaient de répondre au sondage, ou même ceux qui ne répondaient pas, avaient un CAP de 0\$.

Morgan et Owens [2000]

La baie de Chesapeake est l'un des plus importants estuaires au monde¹⁰. Son bassin versant se situe dans six états américains (Virginie, Maryland, Delaware, Pennsylvanie, New York et Virginie occidentale) et a une superficie d'environ 172 000 km². La baie constitue une ressource importante pour les activités commerciales et récréatives pour plus de 15 millions de personnes vivant à l'intérieur du bassin. L'apport excessif en nutriments représentait la problématique la plus importante rencontrée dans le bassin et ce fut celle ciblée par la réglementation. Les travaux de Morgan et Owens [2000] avaient pour objectif d'estimer les avantages de la réglementation concernant la qualité de l'eau, soit le *Clean Water Act* (CWA), depuis son entrée en vigueur jusqu'en 1996 (tableau 4.4).

Au cours de cette période, les concentrations en phosphore total ont beaucoup diminué, et de façon générale, la qualité de l'eau s'était améliorée. L'estimation des avantages a été faite pour six grandes catégories d'usage : activités récréatives (pêche, nautisme et baignade), impacts économiques régionaux, pêche commerciale, santé, valeurs intrinsèques et valeurs des résidences. La méthode du transfert de bénéfices a été utilisée pour déterminer les valeurs monétaires associées à ces usages. L'estimation des avantages (valeurs d'usage) effectuée sur la base de changements hypothétiques de la qualité de l'eau a permis d'obtenir des valeurs se situant entre 358 millions \$US et 1,8 milliards \$US pour une partie de la population du Maryland et de la Virginie.

Étant donné des contraintes financières et de temps, Morgan et Owens [2000] n'ont pu quantifier tous les bénéfices des usages de l'eau. Ces derniers étaient sous-estimés étant donné la relation non linéaire entre l'usage et la qualité de l'eau. L'estimation des dépenses annuelles associées à l'application de la réglementation mise en place variait entre 1,0 et 1,3 milliards \$US. Même avec des résultats incomplets, les estimations effectuées ont fourni des indications sur le fait que les avantages étaient supérieurs aux coûts lors de l'application du CWA pendant les années 1972-1996.

¹⁰ <http://www.chesapeakebay.net/> page consultée le 25 septembre 2002.

4.2.4 Valeur des propriétés, villégiature

La méthode des prix hédonistes a été utilisée par Leggett et Bockstael [2000] pour démontrer l'effet de la qualité de l'eau sur la valeur des propriétés dans le comté Anne Arundel (Maryland). Les propriétés situées sur les berges de Chesapeake Bay sont appréciées pour leur accès au plan d'eau, pour diverses activités récréatives (baignade, observation de la faune et la flore, pêche et navigation) et pour leur aspect esthétique. Les données utilisées pour l'analyse hédonique étaient les valeurs des ventes des propriétés riveraines dans le comté. La problématique de la qualité de l'eau provenait d'une grande concentration de nutriments, d'une contamination toxique et de la présence de coliformes fécaux. Dans cette étude, le critère de qualité de l'eau retenu pour l'amélioration de la qualité de l'eau était la concentration en coliformes fécaux. Leggett et Bockstael [2000] ont estimé qu'un changement de 100 coliformes fécaux par 100 ml amenait une variation d'environ 1,5% du prix des propriétés (tableau 4.4).

Il est important de souligner que la source agricole n'est pas importante dans la description que Leggett et Bockstael [2000] ont faite de la problématique. Par ailleurs, ce montant ne comprenait pas tous les avantages associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. Les avantages associés aux propriétés riveraines sans station de surveillance de la qualité de l'eau, aux propriétés à proximité des berges ainsi que les avantages des usagers de certains cours d'eau et des plages de la baie n'ont pas été comptabilisés de même que les valeurs de non-usage. Même si l'estimation des avantages n'a pas été exhaustive, il a été possible de constater avec certitude que les propriétaires riverains avaient un consentement à payer positif pour la réduction des concentrations de coliformes fécaux.

Par ailleurs, Palmquist *et al.* [1997] ont estimé une diminution significative pouvant atteindre environ 9 % sur les valeurs des propriétés situées à proximité d'entreprises porcines (tableau 4.4). Cette étude n'est pas applicable au contexte québécois principalement parce que les dimensions des élevages considérées dans l'étude dépassaient largement celles que l'on retrouve au Québec et aussi à cause de l'évolution technologique importante observée depuis la réalisation de cette étude.

Enfin, selon Holmes *et al.* [1999], l'amélioration de la qualité de l'eau ou l'évitement de sa dégradation en milieu agricole fournit des avantages aux propriétaires riverains. Les études à

l'aide de la méthode des prix hédonistes ont démontré des variations entre 5 et 10 % des prix des propriétés situées jusqu'à un mille des plans d'eau.

4.2.5 Écosystèmes

L'étude de Turner *et al.* [1988] vise à comparer la valeur non-marchande de différents écosystèmes de la Georgie (sud-est des États-Unis) à leur valeur marchande (tableau 4.4). À la suite d'une revue de littérature et de calculs accomplis, ils concluent que la valeur non-marchande des forêts de cet état équivaut à 31 % de la valeur totale (marchande + non-marchande), soit 200 sur un total de 654\$US/ha/année. Pour les pâturages et cultures, ce pourcentage est de 12 % (à 104 sur un total de 887 \$US/ha/année). Pour les marécages, ils n'ont recensé qu'une valeur non-marchande, qui s'élevait à 889 \$US/ha/année. Pour les États-Unis au complet, selon des calculs que les auteurs ont qualifiés de conservateurs, la valeur non-marchande de tout le territoire (2,6 milliards \$US) est comparable à la valeur marchande du secteur agricole (2,8 milliards \$US) de même qu'à la valeur de la production de bois de construction (4,5 milliards \$US) à ce moment.

4.2.6 Valeur des paysages

Les paysages sont un excellent exemple de biens non-marchands pour lesquels il existe une certaine demande. À cause de leurs propriétés, il s'agit en partie d'un bien public¹¹. La demande provient certes de touristes internationaux et nationaux, mais sans doute aussi des résidents. Les écosystèmes sont exclus de cette catégorie car la sous-section précédente leur est consacrée. Peu d'études visant à évaluer la valeur non-marchande des paysages ont été réalisées en Amérique du Nord; la plupart le sont dans certains pays européens, particulièrement en Suède [Drake, 1999], en Allemagne et en Suisse [Pillet *et al.*, 2000] et en Autriche [Hackl et Pruckner, 1997].

¹¹ Un bien public bénéficie à tout le monde sans que les individus n'aient à payer pour son utilisation. Les exemples de l'armée d'un pays ou l'éclairage dans les rues sont souvent donnés. Ces biens sont qualifiés de non rivaux (l'utilisation qu'en fait un individu ne prive pas les autres) et de non exclusifs (personne ne peut être empêché d'en profiter) [Besanko et Braeutigam, 2002].

Suède

Les travaux de Drake [1999] sont certainement les plus importants à ce sujet. Dans ce domaine, le contexte suédois des 30-50 dernières années présente plusieurs similitudes avec celui du Québec, notamment au sujet de la rapide évolution des dernières années vers des champs ouverts et homogènes plus propices à la culture de céréales, laissant moins de place aux îlots boisés, fossés, pâturages, prairies, marécages, donc en général à la variabilité. Les effets sur la biodiversité et l'aspect esthétique des paysages sont alors négatifs. Surtout dans le nord de la Suède, une partie importante des terres abandonnées a été reboisée activement ou passivement.

Dans le but de comprendre l'appréciation de la population suédoise, Drake [1999] a procédé principalement par sondages et évaluations contingentes. Bien que ses publications soient presque toutes datées des années '90, ses études se sont déroulées majoritairement dans les années '80 [Drake, 1992]. Ses résultats ne seront donc que présentés ici, sans être transférés au contexte québécois, d'autant plus que les régions sont très éloignées géographiquement et culturellement.

Les motifs de ceux qui déclaraient un consentement à payer positif référaient principalement aux aspects suivants : préservation de la nature¹² (69 %); esthétique (13 %); historico-culturels (5 %). Dans sa principale étude réalisée en 1986, le consentement à payer moyen de la population a été évalué à 470 SEK (80 \$CAN)¹³ par année et personne, avec un écart type une valeur médiane respectivement de 671 et 200 SEK (115 et 34 \$CAN)(tableau 4.4). Trois autres études, réalisées dans le comté d'Uppsala seulement et avec des questions légèrement différentes, ont donné des consentements à payer un peu plus élevés (autour de 700 SEK (119 \$CAN), avec des écarts-types entre 700 et 950 SEK (119 et 162 \$CAN) et des valeurs médianes de 375 et 500 SEK (64 et 85 \$CAN)). Une régression détaillée permet de constater que le consentement à payer exprimé n'était pas arbitraire, mais variait significativement et positivement avec le revenu du ménage et l'attitude envers la préservation du paysage rural, et négativement avec l'âge, une scolarité de niveau

¹² Ce concept n'est défini dans aucune étude. On peut penser que la définition de « nature » peut varier considérablement dans le temps et selon les populations étudiées.

¹³ Le taux de change approximatif utilisé afin de donner un ordre de grandeur est celui-ci : 1 SEK⁹⁰ = 0,17 \$CAN⁹⁰ [Banque du Canada, 2003].

secondaire ou moindre et l'idée selon laquelle la profitabilité était le seul critère devant justifier la production agricole [Drake, 1992].

Drake [1999] a multiplié la valeur moyenne du *CAP* de la population par la population suédoise entre 16 et 76 ans pour diviser ce résultat par le nombre d'hectares en production en Suède, pour obtenir une somme de 975 SEK (166 \$CAN) par ha et année, un montant supérieur à la valeur privée nette de la plupart des secteurs de l'agriculture suédoise en 1986, l'année de l'étude. De l'aveu même de l'auteur, cette valeur était largement imprécise, mais permettait néanmoins de dégager certaines conclusions.

Selon Drake [1999], à l'aide de différentes études toutes cohérentes entre elles, il est possible d'affirmer que la préférence de la population suédoise va nettement vers une plus grande variabilité dans le paysage agricole, telle que décrite précédemment.

Autriche

Les travaux de Hackl et Pruckner [1997] sont aussi intéressants et l'essentiel a été résumé dans le tableau 4.4.

4.2.7 Patrimoine culturel

En prenant pour acquis que certaines façons anciennes de produire¹⁴ ont une valeur historique, on pourrait, en s'inspirant de Pillet *et al.* [2000], en obtenir une approximation en faisant la somme du nombre de visiteurs multiplié par le prix chargé dans les musées, expositions ou installations spécialisés au cours d'une année. Il serait important de bien identifier ces installations.

4.2.8 PIB ajusté

Pretty *et al.* [2000], Pretty *et al.* [2001] et Hartridge et Pearce [2001], ont développé un indice de durabilité des économies à partir de la partie agricole du Produit intérieur brut¹⁵ (PIB agricole). Le raisonnement est le suivant : le PIB agricole est généralement mesuré dans la

¹⁴ Ce concept pourrait inclure par exemple des espèces ou variétés, des bâtiments, des outils, des techniques, etc.

¹⁵ Le PIB (*Gross domestic product*, ou GDP, en anglais) est la mesure de la valeur ajoutée totale dans une économie. Elle représente la valeur produite par l'ensemble des entreprises présentes sur un territoire national, que le contrôle des facteurs de production soit national ou étranger.

plupart des économies et constitue en somme la valeur ajoutée brute apportée par le secteur agricole à une économie. Or, la réalisation de cette valeur ajoutée brute peut être le produit d'activités qui contribuent à l'épuisement de ressources et à la pollution. L'approche utilisée par ces équipes est justement de monétiser ces impacts et de les retrancher du PIB agricole d'économies considérées. La démarche a d'abord été appliquée au Royaume-Uni [Pretty *et al.*, 2000; Hartridge et Pearce, 2001], ainsi qu'à l'Allemagne et aux États-Unis [Pretty *et al.*, 2001].

En observant les résultats de l'analyse de Pretty *et al.* [2001], dont le tableau synthèse a été reproduit au tableau 4.5, on peut y constater que le principal poste de coûts environnementaux est celui des gaz à effets de serre (GES), qui compte pour la moitié du total dans les deux premiers pays et pour presque la totalité des coûts en Allemagne. Évidemment, le fait que plusieurs valeurs n'aient pas été calculées pour les États-Unis et encore plus pour l'Allemagne, doit être pris en considération. On remarque également que les coûts reliés à la crise autour de l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB, communément appelée « crise de la vache folle ») comptent pour le quart des coûts au Royaume-Uni.

Pour apprécier l'ordre de grandeur des chiffres ainsi calculés on peut noter que selon les bases de données de Eurostat [2001a; 2001b], en 1996, la valeur ajoutée brute à l'agriculture était de 10 117 millions d'Euros au Royaume-Uni et de 19 600 millions d'Euros en Allemagne. Pour les États-Unis, cette valeur était de 115 300 millions de \$US [ERSUSDA, 2003]. Ces valeurs ne peuvent cependant pas être diminuées par les externalités présentées au tableau 4.5 surtout parce que ces valeurs ne sont pas issues des mêmes méthodes. D'ailleurs, Pretty *et al.* [2000 et 2001] n'ont pas fait cet exercice pour une raison inconnue.

La seule comparaison possible est celle issue de l'analyse de Hartidge et Pearce [2000] qui ont utilisé cette démarche pour l'année 1998 en Grande-Bretagne. Ainsi, selon les données de ces derniers, au PIB officiel de 5 045,5 millions de livres (M£) (12,4 milliards \$CAN) doit être ajouté un montant de 594,9 M£ (1,5 MM\$CAN) en services environnementaux (entretien de paysages, protection d'aires sensibles, etc.) et être soustrait un montant de 1 072,2 M£ (2,6 MM\$CAN) pour cause de dépréciation du capital naturel, ce qui mène à une valeur

ajoutée nette de 4 577,2 M£ (11,3 MM\$CAN). La valeur totale des externalités représente ainsi une part importante du PIB, soit plus de 20%.

Tableau 4.5 Les externalités de l'agriculture moderne au Royaume-Uni, aux États-Unis et en Allemagne, tiré de Pretty *et al.* [2001]¹⁶.

Catégorie de coûts	Grande-Bretagne (M\$US, 1996)	États-Unis (M\$US, 1996)	Allemagne (M\$US, 1996)
1. Dommage au capital naturel (eau)			
a) Contamination par les pesticides	198	977	96
b) Contamination par nitrates et phosphates	117	1 343	+
c) Zoonoses (surtout <i>Cryptosporidium</i>)	38	+	+
d) Eutrophisation, accidents écologiques, mort de poissons, coûts de suivi environ.	28	281	54
2. Dommage au capital naturel (air)			
Émissions gaz toxiques ou à effet de serre	1 836	18 044	1 856
3. Dommage au capital naturel (sols)			
a) Dommages <i>ex situ</i> causés par l'érosion	23		+
Inondations, fossés obstrués, etc.		3 774	
Pertes industrielles, à la navigation et aux pêches		9 512	
b) Diminution de la matière organique	135	+	+
4. Dommage au capital naturel (biodiversité et paysage)			
a) Diminution de la biodiversité	41	360	7
b) Disparition de haies boisées et de murets	163	+	+
c) Dommages aux colonies d'abeilles et aux animaux domestiques	3	251	2
5. Dommages à la santé humaine par les pesticides	2	145	15
6. Dommages à la santé humaine par les nitrates	0	+	+
7. Dommages à la santé humaine par les microorganismes et agents infectieux			
a) Virus et de bactéries dans la nourriture	279	+	+
b) ESB et maladie de Kr.-Jacob	1 002	+	+
c) Usage abusif d'antibiotiques	+	+	+
Coûts externes totaux	3 864	34 686	2 030
Coûts totaux par ha arable ou en prairie	343	81	117
Coût /ha arable seulement	376	112	274
Coûts/kg de matière active de pesticide	14,2	3,6	6,4

¹⁶ Pour plus de détails sur les valeurs du Royaume-Uni, se référer à Pretty *et al.* [2000]. Pour les États-Unis ou l'Allemagne, consulter plutôt Pretty *et al.* [2001]. Les données originales sont en livres sterling, mais le taux de change pour les \$US utilisé dans Pretty [2001] est approximativement de 1,65. C'est ce taux qui a été utilisé pour convertir les valeurs du tableau.

4.2.9 Caractéristiques de la demande et de l'offre pour des services environnementaux

Les économistes reconnaissent généralement que la connaissance des caractéristiques de la demande ou de l'offre pour certains produits peut être très déterminante lors de prises de décisions pouvant avoir un impact significatif sur des marchés.

Demande

Höckby et Söderqvist [2001] ont évalué des propriétés importantes de la demande pour un service environnemental, soit la diminution de l'eutrophisation de la Mer Baltique par la diminution de l'apport d'azote à partir de cinq études d'évaluation contingente suédoises. Il est important de souligner que ces résultats, sur la base de raisons théoriques, ne sont pas transférables, ni pour une autre région, ni pour un service environnemental différent. Ils ont d'abord démontré, comme la théorie le fait habituellement, que l'augmentation de revenu des ménages tend à faire augmenter le consentement à payer de façon significative pour le service environnemental étudié. Par contre, des améliorations environnementales tendent à être relativement plus profitables pour des groupes dont les revenus sont bas, dans le sens que la part de revenu à laquelle les répondants sont prêts à renoncer pour obtenir des biens environnementaux diminue à mesure que le revenu disponible augmente¹⁷. Cet aspect particulier du CAP nécessite donc le recours à une pondération particulière (que les auteurs ne définissent pas) lorsqu'une analyse avantages-coûts est utilisée pour évaluer la sélection d'un projet au détriment d'un autre, car la décision pourrait en être changée¹⁸.

Après avoir établi la distinction entre l'élasticité-revenu de la demande et celle du CAP¹⁹, Höckby et Söderqvist [2001] ont établi que l'élasticité-revenu de la demande pour l'effet

¹⁷ La démonstration mathématique est relativement simple, du moins pour qui est familier avec le concept d'élasticité-revenu de la demande. Par définition, $\epsilon_M = (\partial \text{CAP} / \partial M) * (M / \text{CAP})$. Or, Höckby et Söderqvist [2001] ont établi que pour la réduction de l'eutrophisation de la Mer Baltique, $\epsilon_M < 1$. Il s'ensuit alors que $(\partial \text{CAP} / \partial M) < (\text{CAP} / M)$, indiquant que la part de revenu consacrée à la réduction de l'eutrophisation diminue avec l'augmentation du revenu. ϵ_M est l'élasticité-revenu du consentement à payer (CAP) indiquant le changement du CAP (en %) entraîné par un changement du revenu (en %), CAP est le consentement à payer mesuré, M est le revenu et $\partial \text{CAP} / \partial M$ est la dérivée partielle du CAP par rapport au revenu, ou encore la variation du CAP par rapport à la variation du revenu (en termes absolus).

¹⁸ Par exemple, sans pondération, et sur la base du critère de compensation de Kaldor, un projet favorisant un groupe à revenu élevé pourrait être choisi au détriment d'un autre avantageant un groupe à revenu inférieur [Höckby et Söderqvist, 2001]. Le critère de compensation de Kaldor spécifie que suite à un changement ayant un impact tel qu'un groupe en soit avantagé et l'autre en sorte perdant, les premiers pourraient dédommager les seconds de façon à ce que chacun des deux groupes soit en position équivalente ou supérieure à la situation avant le changement.

¹⁹ L'évaluation de l'élasticité-revenu de la demande nécessite l'estimation d'une fonction de demande exigeant elle-même des données sur les décisions de consommer ou non, selon de nombreuses combinaisons « quantités-prix ». Les études habituelles ne permettent pas d'estimer des fonctions de demande; Höckby et Söderqvist [2001] ont contourné cette embûche en assemblant les résultats de cinq études d'évaluation contingente évaluant la demande pour

considéré était de 0,7 à 1,5. Autrement dit, une augmentation du revenu de 1 % résulterait en une augmentation de 0,7 à 1,5 % de la demande pour une diminution des effets de l'eutrophisation de la Mer Baltique.

De plus, ces résultats permettent d'affirmer que la réduction de l'eutrophisation de la Mer Baltique est un bien élastique au prix. Plus précisément, une réduction du prix de 1 % relié à une réduction de l'apport d'azote dans la Mer Baltique résulterait en une augmentation de la demande pour de tels effets de 1,8 à 2,4 %. Ces informations laissent croire que des méthodes permettant de réduire les coûts de diminution des apports en azote aurait un impact relativement élevé sur la demande de ce service.

Enfin, une analyse de sensibilité sur trois déterminants : (i) la durée des paiements; (ii) différents niveaux de diminution des apports en azote et, (iii) le revenu des ménages a démontré que tous ces résultats sont robustes. Cependant, ces conclusions ne sont pas extrapolables pour d'autres contextes.

Offre

Les travaux de Bonnieux *et al.* [1998] peuvent être inspirants. Ils ont en effet établi une typologie de fermiers de la Basse-Normandie dans le but de pouvoir prédire leur adhésion à un programme agroenvironnemental (*Environmentally Sensitive Area agreement, ESA*). Le principe de base est de considérer que les producteurs agricoles répondent à des incitatifs marchands et non marchands dans leurs décisions de production. Le programme ESA traduit en fait l'incitatif non marchand dans ce contexte. Cette logique repose également sur le fait qu'il y a une certaine relation entre la fourniture de biens marchands et de prestations environnementales. Pour donner un exemple simple, si un producteur ne reçoit de l'argent que par la vente de maïs, il aura avantage à fertiliser de façon à maximiser ses profits. Cependant, si l'introduction d'un programme lui permet de tirer des revenus en fertilisant moins son maïs (selon l'idée que le gouvernement le compense pour cette « prestation environnementale »), sa décision pourra tenir compte à la fois des revenus du marché (la vente de la récolte) et des revenus tirés du programme, s'il y adhère. En somme, ses

essentiellement le même « bien environnemental », soit la réduction de l'eutrophisation des eaux de la Mer Baltique par la réduction des apports en azote.

pratiques culturelles auront changé, ses revenus pourront ne pas avoir changé, et la qualité de l'eau environnante sera meilleure²⁰.

Ainsi, à l'aide de données sur l'âge, le niveau d'éducation, la participation à des associations de producteurs (peu importe l'objectif), la perception favorable à l'agriculture biologique ou le tourisme « vert », ainsi que des données descriptives des méthodes culturelles telles que le recours à la main-d'œuvre, les rotations, la taille de l'élevage ou l'utilisation de fertilisants minéraux, le tout placé dans un modèle économétrique, Bonnieux *et al.* [1998] ont pu prédire *a posteriori* avec une certaine efficacité l'adhésion des producteurs au programme mentionné. Bien que les résultats soient préliminaires, ils demeurent très intéressants.

4.3 Synthèse

Les valeurs et certains détails des études présentées dans cette section sont résumés au tableau 4.4. Une intensification accrue de l'agriculture se traduit généralement, d'une part, par une augmentation des coûts résultant de la pollution agricole (i.e. accroissement des externalités négatives) et, d'autre part, par une réduction des bénéfices que procure l'agriculture (i.e. diminution des externalités positives). On remarque également que les bénéfices que peuvent procurer les activités agricoles sont intimement liés au type d'agriculture pratiquée et, de façon générale, ces bénéfices ont davantage tendance à être associés à des modes de production moins intensifs [Debailleul, 1998].

²⁰ Pour tenir compte de tous les impacts, il faudrait mentionner les dépenses gouvernementales supérieures (ou distribuées différemment), ainsi que les répercussions de la diminution de maïs produit sur le marché et les autres intervenants. Il est inutile de détailler davantage dans le cadre du présent rapport.

5. ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX DANS LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS

Une fois les méthodes décrites, le problème cerné et la littérature pertinente ciblée, il reste à se rapprocher de la problématique québécoise. Ce chapitre présente, dans un premier temps, les conditions de transposition des données monétisées répertoriées dans le chapitre précédent. La section suivante contient les résultats du transfert de bénéfices pour l'évaluation des impacts environnementaux dans le contexte québécois. Dans la troisième section, d'autres résultats, non pas issus de transferts de bénéfices mais plutôt de calculs dont la démarche est reconnue et s'appliquant au Québec, sont exposés. Afin de mieux analyser la problématique à l'étude, les résultats de transferts et les calculs seront appliqués à deux régions où l'agriculture intensive s'est développée de façon particulière, soit Chaudières-Appalaches (comprenant au moins une partie des rivières Chaudière, Etchemin et Boyer) et la Montérégie (où coulent entre autres les rivières Richelieu et Yamaska).

5.1 Conditions de transposition

Tel que mentionné dans la section 4.2, l'ensemble des valeurs présentées ne peut faire l'objet de transfert de bénéfices vers le contexte québécois. Les sites des études originales étaient souvent trop éloignés géographiquement, socialement ou économiquement du Québec ou celles-ci étaient tout simplement trop vieilles pour être toujours valables dans un contexte de transfert.

5.1.1 Part de responsabilité de l'agriculture intensive

Dans presque tous les cas, il importe de ne considérer que la part de responsabilité de l'agriculture intensive dans les impacts considérés et la dégradation des ressources. Par exemple, la dégradation de l'eau des rivières qui dépend aussi de rejets municipaux, industriels, et autres. De même, il serait trompeur de laisser croire que toutes les activités récréatives extérieures sont mises en péril par l'agriculture intensive. Malheureusement, peu de données à ce sujet ont été trouvées et l'on peut présumer de la grande variabilité que l'on

pourrait retrouver dans les différents contextes de dégradation ou de conservation, même à l'intérieur des limites québécoises. Celles qui seront utilisées proviennent du MENV [2002b] et sont présentées au tableau 5.1. Il est un peu difficile d'utiliser ces données car elles ne fournissent pas, par exemple, l'apport total en éléments fertilisants et ne considèrent que les eaux de surface. Cependant, faute de mieux elles permettent de donner des ordres de grandeur.

L'approche à retenir s'apparente à celle de l'analyse de sensibilité, dans le sens que des facteurs pertinents tels que la part de responsabilité de l'agriculture intensive et la population touchée, très difficiles à évaluer avec précision, devraient être modifiées une à une afin de dégager des fourchettes de valeurs possibles. Ainsi, les valeurs utilisées pour la part de responsabilité de l'agriculture seront les *minima* et *maxima* dans chacune des régions, soit de 34 à 76 % pour Chaudière-Appalaches et de 73 à 75 % pour la Montérégie. Pour le Québec, les valeurs de 34 à 76 % seront retenues, et toujours seulement pour fin d'approximation. Il faut reconnaître que ces valeurs sont presque arbitraires, mais avant de pouvoir compter sur des données plus détaillées, celles-ci serviront.

Tableau 5.1 Importance relative des charges de phosphore et d'azote en provenance des différents secteurs (à l'embouchure)²¹.

Flux nets	Bassin	Apports agricoles (%)	Apports municipaux et industriels (%)	Apports du milieu naturel (%)
Phosphore	Yamaska	75	17	8
	Chaudière	56	23	21
	Boyer	63	20	17
	L'Assomption	52	35	13
Azote	Yamaska	73	15	12
	Chaudière	34	26	40
	Boyer	76	9	15
	L'Assomption	48	33	19

²¹ Ces données proviennent du MENV [2002b], qui s'est lui-même basé sur plusieurs sources. Il faudra référer à MENV [2002b] pour plus de détails.

Il faut faire aussi la part des choses entre la dégradation passée et l'évolution actuelle (les pratiques actuelles sont probablement plus respectueuses de nos jours à cause du resserrement des normes, sans que la qualité de l'environnement ne se soit améliorée de façon sensible). Ainsi, on pourrait concevoir, comme il a été mentionné au second chapitre, que si une telle amélioration est réelle, une partie des impacts environnementaux doivent être considérés comme un élément de passif dans une étude comme celle-ci. Ces approximations représentent en somme la part de responsabilité de l'agriculture. Celle de l'agriculture intensive, qui représente forcément une fraction de cette dernière, serait donc inférieure, mais dans une mesure impossible à déterminer. Cette démarche ne sera toutefois pas retenue pour la suite des calculs principalement à cause du manque de données qui permettraient de tenir compte de cet aspect adéquatement.

5.1.2 Taux de change, taux d'inflation et parité de pouvoir d'achat

Les taux de change utilisés ici sont ceux de la Banque du Canada [2003] qui produit des moyennes annuelles permettant de «lisser» les fluctuations quotidiennes. Ils sont appliqués, sauf mention spéciale, sur l'année de la prise de donnée ou de référence de l'étude transférée. La dynamique apportée par l'inflation n'est pas prise en compte, principalement à cause du fait que les données transférées sont toutes très récentes.

Afin de tenir compte de la parité de pouvoir d'achat de façon réaliste, les données présentées dans L'état du monde 2003 [2002] ont été utilisées. Celles-ci tiennent compte du taux de change afin de corriger certains écarts apparents. Par exemple, pour les États-Unis, le produit intérieur brut «à parité de pouvoir d'achat» (PIB-PPA) est de 34 142\$, tandis que celui du Canada est de 27 840\$, donnant le ratio de 0,83 qui est utilisé dans ce rapport. Afin de comparer, selon leur approche, Pillet *et al.* [2000] auraient eu recours à un ratio de 0,9 pour tenir compte de ce facteur (à partir d'une différence de 5 000 \$US entre les parités de pouvoir d'achat, une diminution de 0,1 est appliquée à leur ratio par tranche de 5 000 \$US de différence).

Une limite de cette approche est la prise en compte de la parité de pouvoirs d'achat au niveau des pays seulement, alors que les situations, à l'intérieur de régions, peuvent différer grandement. Par exemple, le pouvoir d'achat de 100 \$CAN n'est pas le même, que l'on soit à

Victoriaville, Kamouraska, en Estrie ou en Abitibi. Ce raisonnement est applicable également pour les différents états, villes et régions des États-Unis. Faut de données plus précises, cependant, plus de précision ne peut être obtenue.

Une autre limite a trait à l'effet du revenu sur les consentements à payer mesurés. Dans la plupart des études considérées, le *CAP* augmente avec le revenu disponible des ménages. Cependant, les données des études traitées ne correspondent pas aux statistiques disponibles; par exemple, Eisen-Hecht et Kramer [2002] indiquent clairement cette relation, mais il est impossible de détailler davantage pour le bénéfice de cette étude. Premièrement, on ne sait pas à quel rythme un changement de revenu fait changer le *CAP*. Deuxièmement, le revenu moyen de l'échantillon est celui du ménage au complet, alors que les statistiques des régions considérées fournies par MENV [2002b] et les données de l'État du monde 2003 [2002] indiquent les revenus par habitant.

De façon plus générale, il faudrait cependant prendre garde à l'interprétation et l'utilisation de valeurs transformées sur la base des revenus par habitant ou par ménage principalement pour deux raisons. Pour la première, si les propriétés du marché fictif considéré sont connues de manière acceptable autour du point d'équilibre extrapolé, elles peuvent varier à mesure que l'on s'éloigne de ce point. Par exemple, si l'on connaît l'élasticité-revenu²² de la demande pour un bien environnemental considéré et un revenu disponible déterminé, il est reconnu que cette élasticité peut changer considérablement à un autre niveau de revenu ou à un autre « niveau de consommation » de ce bien. Ainsi, plus on s'éloigne du point d'équilibre décrit dans l'étude originale, plus l'approximation risque d'être imprécise. Pour la seconde raison, à la limite, et dans une application stricte de l'approche avantages-coûts, ce raisonnement justifierait qu'une population dont le revenu serait particulièrement bas habite les rives d'une rivière plus polluée qu'une rivière dont les riverains seraient plus à l'aise financièrement. À ce sujet, la recommandation de Höckby et Söderqvist [2001] de tenir compte d'une pondération, est fort pertinente.

²² L'élasticité-revenu de la demande pour un bien est la mesure du taux de changement de la demande pour ce bien en fonction du revenu, toute chose étant égale par ailleurs [Besanko et Braeutigam, 2002].

5.1.3 Population et nombre de ménages

Les unités des valeurs fournies par la littérature comprennent souvent des dollars par personne ou par ménage. En arrondissant légèrement, Statistique Canada [2003] estimait, dans son recensement de 2001, le nombre de ménages et la population en territoire québécois respectivement à 3 et 7 millions. Toujours selon cet organisme, le nombre moyen de personnes par ménage est de 2,4 et la population active québécoise s'élève à environ 4 millions de personnes.

Les portraits des deux régions retenues sont fournis par le ministère de l'Environnement Québec [MENV, 2002b]. En 2000, les populations totales y étaient environ respectivement de 400 000 et de 1 300 000 personnes avec des revenus moyens par habitant de 22 316\$ et 25 978\$. Ces revenus moyens ne sont pas comparables avec ceux utilisés pour tenir compte de la PPA car la façon de les calculer n'est pas connue, et ils n'entrent dans aucun calcul; ils ne sont fournis que sur une base indicative. Une approximation du nombre de ménages dans ces deux régions peut être obtenue en divisant la population totale par le nombre moyen de personnes par ménage au Québec, ce qui donne respectivement environ 170 000 et 540 000 ménages.

5.1.4 Facteurs non considérés

Les études fournissent souvent de nombreux détails qui ne sont pas considérés dans ce transfert deux raisons principales : (i) les données disponibles sont déficientes au Québec ou dans les études originales et (ii) les effets sont contradictoires ou non constants. Par exemple, selon Morrison *et al.* [2002], le nombre d'enfants par ménage peut avoir un effet positif comme négatif sur le consentement à payer pour des services environnementaux. D'une part, la présence d'enfants peut réduire le revenu disponible des ménages et alors cet effet serait en partie assimilé à un effet revenu. Par contre, la conscience environnementale et le désir de laisser à ses enfants un environnement plus sain peuvent encourager les parents à consentir des paiements plus élevés.

5.2 Transferts de bénéfices – Présentation des résultats

Les valeurs transférables sont traitées dans cette section, sur la base des connaissances présentées dans la section précédente. Les valeurs présentées ici ne peuvent être séparées de la discussion abordée au chapitre 3, ni de la discussion qui est faite dans la section 5.4.

Il est important de rappeler, aussi, que plusieurs données et considérations présentées au chapitre quatre ne peuvent être transférées. La valeur de ces éléments d'information n'est pas moindre; il faut simplement comprendre que les critères techniques recommandés par la littérature et un minimum de rigueur n'autorisent pas leur transfert en contexte québécois.

Les lecteurs avertis se rendront compte que la plupart des valeurs transférables sont reliées aux utilisations de l'eau et aux activités récréatives extérieures. Il en est ainsi simplement à cause des études alimentant la littérature. Le cas échéant, les éléments transférables de la section 4.2 seront présentés et transférés dans les paragraphes qui suivent, et une attention particulière sera placée sur l'ouverture de la démarche utilisée pour chacun de ces transferts (tous les détails se trouvent en annexe B). Seulement les aspects directement pertinents au transfert sont relevés (la description générale des études est faite dans la section 4.2, et les propos qui suivent ne les remplacent pas).

5.2.1 Qualité et quantité de l'eau de surface

Les travaux de Mathews *et al.* [2002] et Eisen-Hecht et Kramer [2002] ont été utilisés pour le transfert de bénéfices concernant l'évaluation des coûts environnementaux pour une partie de la ressource eau.

Mathews et al. [2002]

La valeur originale fournie par les auteurs un consentement à payer de 140 \$US par ménage et par année pour obtenir une réduction de la «pollution par le phosphore» de 40 % dans la rivière Minnesota. L'enquête auprès de la population a été réalisée en 1997. Dans la mesure où les caractéristiques de l'échantillon ne peuvent mener à aucune transformation, elles ne seront pas utilisées. Voir l'annexe B pour les détails du transfert.

Eisen-Hecht et Kramer [2002]

Le consentement à payer des payeurs de taxe du bassin versant de la rivière Catawba, obtenu par sondage et préférences exprimées, est de 139 \$US (la date du sondage comme tel n'est pas mentionnée). Il faut rappeler que les préférences exprimées, par rapport aux préférences révélées, sous-estiment généralement les valeurs que l'on tente de mesurer [Rosenberger et Loomis, 2000]. Les détails du transfert sont présentés à l'annexe B.

Discussion partielle

Plusieurs facteurs potentiellement importants, sinon significatifs, n'ont malheureusement pu être inclus dans ces analyses. Il faut rappeler que ces montants ne reflètent qu'une partie des impacts environnementaux de l'agriculture intensive sur la qualité des eaux (voir les descriptions des effets considérés dans la description de chaque étude). Ainsi, l'impact sur la santé suite à l'ingestion de nitrates contenus dans l'eau n'est pas considéré dans ces évaluations. De même, si le transfert de ces données à l'ensemble de la population québécoise surévalue l'effet partiel, par exemple, d'une réduction de la concentration en phosphore dans les rivières, l'application à une seule région risque de sous-évaluer le même effet. Le raisonnement est le suivant : Une partie de la population de la ville de Québec tirerait probablement avantage de la rivière Chaudière si elle n'était pas aussi dégradée. La considération de cet aspect ferait augmenter la valeur obtenue. Il en est de même pour la Montérégie avec la population montréalaise.

À l'opposé, on pourrait croire que les données calculées surestiment les bénéfices car il existe probablement une certaine variabilité de la part de responsabilité de l'agriculture intensive dans la dégradation des eaux du Québec (elle peut sans doute passer de 0 à près de 100 %, selon les endroits considérés).

Enfin, d'autres sources d'incertitudes sont à relever. Il a déjà été question de l'impact variable de données sociologiques telles le nombre d'enfants ou le revenu par ménage. Aussi, idéalement, il faudrait tenir compte du fait que les niveaux de dégradation des milieux étudiés et celui des différentes rivières québécoises ne sont pas les mêmes, ce qui pourrait avoir un certain impact sur les évaluations. Aucune donnée ne permet cependant de corriger les données pour l'instant. En outre, la répartition géographique des puits, par exemple, tenant

compte de la distance de champs cultivés, bien qu'elle soit incorporé dans quelques études, notamment celle de Rouffignat *et al.* [2002], ne peut être utilisée ici. Même chose pour les teneurs en nitrates dans les eaux et toutes les particularités qui pourraient faire en sorte que des régions soient plus touchées que d'autres, par exemple.

5.2.2 Écosystèmes (activités de plein air)

La seule façon recensée et utilisable dans le présent ouvrage d'estimer la valeur des écosystèmes est de considérer les activités de plein air. La méta-analyse développée par Rosenberger et Loomis [2000] et par Shrestha et Loomis [2001] est ici utilisée. Son fonctionnement est décrit brièvement au chapitre 3; pour plus de précisions, se référer aux études originales. La figure 5.1 présente la distribution des valeurs générées par ce modèle. Il faut aussi remarquer que ces données ne tiennent compte que du surplus de consommateur associé aux activités de plein air. Rosenberger et Loomis [2000], suggèrent l'utilisation de leur modèle pour estimer des bénéfices associés aux loisirs dépendant de plusieurs sites «naturels», incluant des rivières et des bassins versants dont la qualité est compromise par la pollution diffuse. Ceci fait un lien direct avec les objectifs de la présente étude. Cependant, ces activités ne sont pas toutes compromises par l'agriculture intensive. Dans quelle proportion le sont-elles? Cette question ne trouve pas de réponse pour l'instant, mais les fourchettes calculées dans la section 5.1 seront retenues afin de retenir une approximation.

D'abord, les données d'intérêt ont été obtenues exactement de la façon proposée par les concepteurs du modèle. L'équation développée permet de tenir compte des caractéristiques des sites et des activités pour lesquelles le surplus de consommateur est à évaluer. Les valeurs obtenues pour le contexte québécois se situent entre 36 et 50 \$US de 1996²³ par journée d'activité par personne, ce qui donne, après avoir multiplié par 0,83 et 1,36 respectivement pour le PPA et le taux de change, des montants entre 40 et 57 \$CAN,

²³ Les valeurs non arrondies sont 35,75 et 50,49\$US de 1996. Ces valeurs ont été obtenues de la façon suggérée par les auteurs de la méta-analyse. De façon plus détaillée, pour le calcul des deux bornes, les coefficients fournis par Shrestha et Loomis (2001) ont été multipliés par les moyennes des variables pour les variables considérées. Deux seules exceptions : i) la valeur maximale de la variable tendance a été utilisée pour obtenir des valeurs de 1996; ii) ces moyennes ne considèrent qu'une très faible réalisation d'activités reliées à l'eau; pour obtenir la borne maximale, l'hypothèse arbitraire a été faite que 50% des activités se déroulaient en terrain public (impact à la hausse de 10,83\$), 30% en milieu lacustre (impact à la baisse de 4,22\$) et 50% en rivières (impact à la hausse de 8,13\$).

toujours par journée d'activité de plein air et par personne. Intuitivement, ces montants semblent légèrement élevés car ils représentent ce que les gens étaient prêts à payer en moyenne en 1996 pour une activité de plein air reliée à l'eau (soit la nage, la pêche, le canotage, etc. en lac ou en rivière), à la forêt (chasse, motoneige, bicyclette, équitation, etc.) ou autre, en plus de ce qu'ils paient déjà.

Il est à noter que ni Rosenberger et Loomis [2000], ni Shrestha et Loomis [2001] ne semblent définir la notion de surplus de consommateur qu'ils utilisent. Or, comme des études reposant sur la méthode de coûts de transport ont été utilisées pour générer leur base de données, on peut exprimer un doute au sujet de la notion de surplus, car elle pourrait inclure les dépenses faites par les individus et ainsi différer de la définition habituelle véhiculée par la littérature économique en général (voir le chapitre 2), ce qui aurait pour effet de surestimer la valeur des écosystèmes obtenue de cette façon.

Un élément particulier de leur régression est à relever ici. Les auteurs ont introduit une variable «tendance» dont le coefficient est significativement supérieur à 1. L'interprétation est la suivante : toutes choses étant égales par ailleurs (pour une même activité, surtout, et en termes réels, donc indépendamment de l'inflation), la valorisation des gens augmente avec le temps.

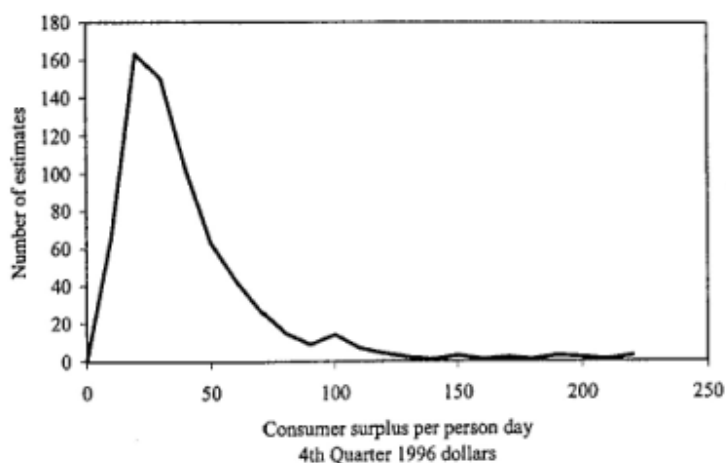


Figure 5.1 Distribution des valeurs des surplus de consommateur des données composant la méta-analyse N = 682, min. = 1 \$, max = 218 \$ et méd. = 28 \$ [Rosenberger et Loomis, 2000]

Un lien et une comparaison peuvent être faits avec les résultats de l'enquête sur la nature d'Environnement Canada [2000], qui présente des données directement utilisables dans notre contexte. Le résultat obtenu de la méta-analyse semble relativement cohérent avec l'enquête sur la nature, basée sur les habitudes de consommation des Québécois et qui évaluait les mêmes dépenses à environ 39 \$ par personne et par journée d'activité (il s'agit de la borne inférieure du calcul obtenu avec la méta-analyse). Selon Environnement Canada [2000], il y avait en 1996, au Québec, 2,2 millions de participants à des activités de plein air en zones naturelles passant 15,5 jours en moyenne par participant, ce qui totalise 34,1 millions de journées de plein air.

5.3 Calculs *ad hoc*

Eau de boisson

Très peu de données existent sur la consommation d'eau embouteillée au Québec ou sur la popularité de systèmes de traitement d'eau individuels. Les seules qui seront utilisées ici proviennent des premiers chapitres de Landry et Levallois [2000]. Il faut mentionner aussi que Yadav et Wall [1998] utilisent de tels calculs pour estimer la valeur de l'eau souterraine d'un bassin versant du Minnesota. Ainsi, quelques estimations peuvent être faites sur la base des dépenses approximatives que des ménages devraient faire pour s'approvisionner en eau embouteillée ou s'équiper d'un système de traitement d'eau maison. Ces deux options sont grandement différentes dans la mesure où la première entraîne des coûts périodiques plus ou moins constants, alors que l'installation d'un système nécessite un grand déboursé au départ et des frais d'entretien réduits par la suite²⁴.

En estimant les dépenses d'un ménage entre 150 et 400²⁵\$ par année pour se procurer de l'eau embouteillée ou traiter son eau à l'aide d'un système, et en tenant compte de la même part de responsabilité de l'agriculture que précédemment, on obtient des dépenses annuelles

²⁴ Marceau et Therrien [2000] relèvent des coûts d'achats de 1 167\$ courants et de 11\$ par mois pour l'entretien de systèmes de traitement d'eau maison. Par ailleurs, des téléphones auprès de compagnies fournissant de tels services ont permis d'obtenir les informations suivantes : tous les frais d'installation inclus, un traitement ultraviolet contre les bactéries coûte autour de 1 000 \$ et un traitement par osmose inversée contre les nitrates entre 800 et 1 200\$. En outre, la location mensuelle d'un refroidisseur d'eau (eau incluse) est d'environ 15 \$. Ces données ne sont pas scientifiques mais elles donnent des ordres de grandeur.

²⁵ Marceau et Therrien [2000] estiment à 263 \$ par année par ménage les dépenses moyennes pour l'achat d'eau embouteillée et de systèmes de traitement et d'adoucissement de l'eau. Les informations qu'ils fournissent ne permettent pas de déterminer si ces dépenses moyennes incluent les ménages qui ne s'équipent pas de tels systèmes ou non.

de 8,6 à 51,7 millions \$ pour Chaudières-Appalaches, 27,5 à 162 millions \$ pour la Montérégie et de 153 à 912 millions \$ pour le Québec (annexe B).

Bien entendu, ces données sont délicates à interpréter. D'un côté, elles sous-estiment la valeur associée à l'eau car elles ne considèrent qu'une seule utilisation de l'eau, soit l'eau de boisson pour les humains. Sa valeur d'existence, d'héritage, de même que son importance pour la faune et la flore sauvages ne sont pas incluses. Yadav et Wall [1998] soulignent effectivement que cette méthode fournit la borne inférieure de la valeur de l'eau souterraine. D'un autre côté, cependant, ces évaluations surestiment la valeur associée à l'eau entre autres parce qu'une partie de la population s'approvisionne à partir de réseaux municipaux. Par ailleurs, comme Lamari et Landry [2000] l'ont exprimé, la décision d'achat d'eau embouteillée par les ménages semble être indépendante de la perception qu'ils ont de l'eau du robinet.

Une approche semblable aurait pu être exploitée pour évaluer directement les coûts de dépollution d'écosystèmes tels que des rivières, marais ou autres. Les dépenses supplémentaires pour traiter les eaux municipales dégradées par les activités agricoles intensives devraient aussi être considérées dans une telle étude. Cependant, aucune donnée permettant de faire une telle estimation avec un minimum de rigueur n'a pu être trouvée.

5.4 Discussion des résultats

De nouveau, il est important de souligner la prudence avec laquelle il faut utiliser les données chiffrées et la nécessité de garder à l'esprit les discussions sur les limites des méthodes utilisées. Comme il a été vu, en l'absence de données observables directement sur des marchés, l'évaluation économique des impacts environnementaux impose le recours à des approximations et des postulats qui ne sont pas toujours vérifiables. S'il a été choisi de retenir néanmoins quelques chiffres ajustés par la méthode de transfert des bénéfices, c'est davantage à titre illustratif que démonstratif.

Le jugement des analystes qui accomplissent le transfert de valeurs est très déterminant sur les résultats. C'est pour cette raison que les transformations et calculs ont tous été détaillés

dans ces pages, de façon à laisser libre cours aux utilisateurs éventuels de ces données de les transformer.

En somme, peu de résultats peuvent être retenus pour les impacts environnementaux de l'agriculture intensive. Sur la qualité de l'eau, des trois calculs effectués à l'annexe B, les bornes minimales et maximales seront retenues (ce sont, dans tous les cas, celles obtenues par le calcul des coûts d'évitement). Pour les écosystèmes, une seule possibilité: les résultats des calculs inhérents à la méta-analyse (annexe B). Le tableau 5.2 présente une synthèse de l'évaluation de ces impacts environnementaux, sous forme d'externalités négatives reliés à l'agriculture intensive pour le Québec et les régions de Chaudière-Appalaches et de la Montérégie par la méthode du transfert de bénéfices.

Comme il a été mentionné plus haut, les valeurs fournissent la plupart du temps deux types d'information : l'ordre de grandeur, ainsi que les bornes minimales et maximales. Toute utilisation de ces données doit tenir compte de cela. Aussi, la nature de ces valeurs et les connaissances actuelles ne permettent aucune agrégation de ces résultats, que ce soit par addition ou autre. Il n'y a pas, ainsi, de résultat qui serait global, ni, par conséquent, de réponse simple et unique à la question : *Quelle est l'évaluation économique des coûts environnementaux des productions agricoles intensives au Québec?*

Ces valeurs ne sont théoriquement pas traitables ensemble, car elles sont issues de démarches différentes et ne mesurent pas les mêmes « biens ». En somme, peu d'impacts ont pu être monétisés. Le choix a été fait d'obéir à une certaine rigueur et de ne pas avancer de valeurs non fondées. Il reste cependant qu'à la lumière de ces données, ainsi que des différentes études résumées en 4.2, que les impacts environnementaux de l'agriculture intensive au Québec sont considérables, et que, de manière générale, ils deviennent de plus en plus importants avec l'augmentation des niveaux d'intensité.

Tableau 5.2 Valeurs monétaires des externalités négatives liées à l'agriculture intensive pour le Québec et les régions de Chaudière-Appalaches et de la Montérégie (en millions de \$ canadiens par année).

Catégorie	Impacts totaux monétisés		
	Québec	Chaudière-Appalaches	Montérégie
Impacts sur les sols		n.-m. ¹	
Impacts sur les eaux ²	164 à 367	9 à 21	63 à 65
Impacts sur les eaux ³	175 à 391	10 à 22	68 à 69
Impacts sur les eaux ⁴	153 à 912	9 à 52	59 à 162
Impacts sur l'air		n.-m.	
Impacts sur les écosystèmes	472 à 1 467	n.-m.	n.-m.
Impacts sur les paysages		n.-m.	
Autres impacts (santé humaine, santé animale, climat, etc.)		n.-m.	

¹ « Non monétisé »; ces impacts n'ont pu être monétisés dans l'état actuel des connaissances.

² Calculé à partir des travaux de Mathew *et al.* [2002].

³ Calculé à partir des travaux de Eisen-Hecht et Kramer [2002].

⁴ Dépenses d'évitement calculées pour ce rapport.

6. CONCLUSION

6.1 Synthèse du rapport

La mise en œuvre d'une agriculture durable est reconnue comme une nécessité au Québec comme ailleurs. L'atteinte de cet objectif passe entre autres par la mise en œuvre de pratiques agricoles rénovées, se caractérisant par les impacts environnementaux réduits. La diffusion de ces pratiques va nécessiter la mobilisation des agriculteurs et de l'ensemble des acteurs de la filière, à travers des approches

diversifiées et complémentaires : démarches volontaires, programmes de formation et de sensibilisation, approches réglementaires, programmes incitatifs, etc..

Une telle stratégie passe également par une meilleure connaissance des impacts réels des activités agricoles sur le milieu naturel. La mise en œuvre de politiques appropriées doit également s'appuyer sur des approches coûts-bénéfices, ne serait-ce que pour des considérations d'efficacité. Or, le coût économique des impacts environnementaux de l'activité agricole et notamment des formes de production les plus intensives est mal connu. Leur évaluation pose à la fois des problèmes méthodologiques et techniques. C'est une réponse partielle à cette problématique que ce rapport souhaitait apporter.

Compte tenu de leur statut économique particulier (caractérisé par les concepts d'externalité, de biens publics et d'absence de marché) l'évaluation économique des impacts environnementaux impose de recourir à des méthodologies spécifiques qui ont été développées au cours des dernières décennies. Il était donc important de faire une présentation synthétique des méthodes les plus utilisées, notamment la méthode d'évaluation contingente, la méthode des prix hédonistes, la méthode des coûts de transport, à la fois pour en rappeler les principales caractéristiques mais aussi et surtout pour attirer l'attention du lecteur sur les limites les plus significatives. C'était l'objet du chapitre deux.

L'utilisation de ces méthodes mobilise des moyens importants et représente des coûts élevés. C'est pourquoi beaucoup d'auteurs et d'agences publiques (notamment l'EPA aux États-Unis) ont étudié la possibilité d'utiliser des valeurs économiques d'impacts environnementaux calculés dans des contextes spécifiques en les transposant dans d'autres

contextes moyennant un traitement approprié des données. C'est ce qui a donné lieu à la méthode dite de transfert des bénéfices dont le chapitre 3 présente les caractéristiques et met en évidence, cette fois encore, à la fois l'intérêt et les limites.

Avant d'associer par une méthode ou une autre une valeur économique à un impact environnemental, encore faut-il pouvoir dresser une liste la plus exhaustive possible des impacts environnementaux associés à l'activité agricole et c'est ce à quoi est consacrée la première partie du chapitre 4, partie qui permet de constater la multiplicité de ces impacts en même temps que l'insuffisante documentation sur beaucoup d'entre eux.

La revue systématique de la littérature consacrée à l'évaluation économique des impacts environnementaux de l'activité agricole qui fait l'objet de la seconde partie du chapitre 4 met en évidence globalement le nombre relativement faible d'études réalisées dans ce champ, leur orientation principale sur les impacts sur la qualité de l'eau et une certaine convergence dans plusieurs résultats.

Afin de préciser l'analyse, ces derniers résultats ont été adaptés à la fois au Québec en entier ainsi qu'aux réalités régionales de Chaudière-Appalaches et de la Montérégie. Compte tenu du nombre relativement faible d'études réalisées dans le domaine de l'agriculture, les données disponibles pour une transposition des résultats au contexte québécois par la méthode du transfert des bénéfices, transposition réalisée au chapitre 5, s'en trouvaient singulièrement réduites. Toutefois les quelques données calculées, indiquent que dans le domaine de la qualité de l'eau, ces valeurs sont loin d'être marginales.

Il importe de rappeler le fait que les résultats obtenus sont étroitement dépendants des méthodes utilisées et que de ce point de vue les différentes parties de ce rapport sont indissociables les unes des autres. La démarche méthodologique retenue, quoique généralement reconnue [USEPA, 2002a; GEIS, 2002; Pillet, 2000], reste délicate et plusieurs précautions doivent être prises afin de tenir compte de ses nombreuses limites.

La méthodologie retenue a d'abord fractionné l'environnement en différentes composantes (sol, air, eau, paysages, etc.), dont quelques-unes ont été évaluées en termes monétaires (ou monétisées) par différentes méthodes. Celles-ci sont encore dans leurs premiers stades

de développement et elles s'affinent encore. Aussi, toutes les statistiques nécessaires à des transferts rigoureux n'ont pu être trouvées. C'est pour ces raisons que toutes les démarches de ce travail ont été laissées complètement ouvertes, de façon à laisser libre cours à des analystes qui voudraient modifier certains paramètres de transfert afin de préciser les résultats.

Comme il a été vu, plusieurs résultats et conclusions d'études très éclairantes et présentées au chapitre quatre n'ont pas été reprises dans le cinquième chapitre car elles ne sont ni transférables, ni applicables directement en contexte québécois. Ces analyses et les principes qu'on peut en tirer font néanmoins partie des réponses – encore très partielles – que tente d'apporter ce rapport.

6.2 Recommandations pour des recherches futures

La littérature documentant l'utilisation des méthodes décrites au chapitre deux est relativement récente et a évolué constamment particulièrement au cours des années '90. Il en est de même pour le transfert de valeurs ou de bénéfices environnementaux. Les études de base sont de plus en plus versatiles pour une utilisation éventuelle dans un contexte de transfert. Il est donc possible que les méthodes s'affinent d'ici peu et qu'une approche comme celle retenue dans la présente étude augmente en précision.

De même, compte tenu que la réalisation d'études originales nécessite beaucoup de temps et d'argent, il est souhaitable que des efforts soient mis par les intervenants québécois pour faciliter la réalisation de démarches comme celle-ci, de même que l'utilisation des résultats qu'elles pourraient générer. Par exemple, un protocole de transfert pourrait être établi pour le contexte québécois un peu comme la procédure mise en place par l'EPA [2002].

Si l'objectif est l'amélioration ou la conservation de l'état de l'environnement, une approche par sondage, entrevues, groupe de discussion ou autre, pourrait fournir des résultats intéressants. Plusieurs études fournissent d'ailleurs ce genre de résultats qualitatifs, qui ne sont malheureusement que peu ou pas transférables dans le contexte de cette étude. Par exemple, on pourrait chercher à savoir, par sondage, ce que les gens aiment des paysages agricoles, comme l'a fait Drake [1999]. Pillet *et al.* [2000] ont, quant à eux, basé une partie de

leur diagnostic sur des indicateurs sociétaux permettant de mesurer le degré d'atteinte d'objectifs que la société attribue au secteur agricole (par exemple, la densité de population en milieu rural, potentiel d'autosubsistance, conservation de cultures, de la biodiversité ou de bâtiments historiques, etc.)

Il serait aussi probablement très intéressant de faire une étude sur la conception que la population québécoise se fait du concept d'«environnement» et on pourrait s'attendre à des positions relativement disparates. D'aucuns pourraient associer l'environnement à la santé humaine et la qualité de vie. D'autres considéreraient probablement que l'environnement doit être respecté sans compromis et nulle valeur monétaire ne pourrait y être attachée. Pour d'autres, la dimension technologique est primordiale ou encore, ce concept se résumerait à un ensemble de contraintes. Les résultats pourraient alors être aussi indicateurs que des données similaires, quoique quantitatives, relevées dans des milieux différents.

Enfin, un grand défi des recherches et analyses futures sera de combiner les approches différentes et complémentaires de plusieurs disciplines. Peu de recherche de ce type ont à ce jour été réalisées, en particulier dans le contexte québécois.

7. RÉFÉRENCES

- Arrow, A., R. Solow, P. Portney, E. Leamer, R. Radner et H. Schuman (1993) *Report of the NOAA panel on contingent valuation*. Federal Register 58 (10), 4602-4614.
- Banque du Canada (2003). *Taux de change; moyennes annuelles*. Consulté en ligne le 27 mars 2003. [www.banqueducanada.ca/fr/exchange-f.htm].
- Barbier, E.B., M.C., Acreman et D. Knowler (1997). *Évaluation économique des zones humides : Guide à l'usage des décideurs publics et planificateurs*. Bureau de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse. Consulté en ligne le 6 novembre 2000 [www.ramsar.org/lib_val_f_intro.htm].
- Barde, J.P. (1992). *Économie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France, Paris. 2e Édition. 379 p.
- Barton, D.N. (2002). «The transferability of benefit transfer : contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica», *Ecological economics* 42, pp. 147-164.
- Bergstrom, J.C. (1996). *Current Status of Benefits Transfert in the U.S.: A Review*. European-American University of Georgia, Department of Agricultural and Aplied Economics, Faculty Series 96-09, April 1996.
- Bergstrom, J. C. et P. De Civita (1999). Status of benefits transfer in the United States and Canada : A review. *Canadian journal of agricultural economics* 47: 79-87.
- Bergstrom, J.C. et H.K. Cordell (1991). An analysis of the demand for and value of outdoor recreation in the United States. *J. Leis. Res.* 23 (1): 67-86.
- Besanko, D. et R.R. Braeutigam (2002). «Microeconomics, an integrated approach», John Wiley & sons, 809 p.
- Binmore, K. et P. Klemperer (2002). The biggest auction ever : The sale of the british 3G telecom licenses, *The economic journal*, 112 : C74-C96.
- Bonnieux, F., P. Rainelli et D. Vermersch (1998). Estimating the supply of environmental benefits by agriculture : A french case study, *Environmental and resource economics* 11 : 135-153.
- Bontemps , P. et G. Rotillon (1998). L'évaluation des biens environnementaux. *Économie de l'environnement*. Paris, pp. 25-48.
- Boyle, K.J. et J.C. Bergstrom (1992). Benefit Transfer Studies : Myths, Pragmatism, and Idealism. *Water Resources Research*, 28, no. 3, pp. 657-663.
- Brethour, C. et A. Weersink (2001). An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction, *Agricultural economics*, 25 : 219-226.

- Brookshire, D.S. and H.R. Neill (1992). Benefit Transfers : Conceptual and Empirical Issues. *Water Resources Research*, 28 : no. 3 pp 651-655
- Brouwer, R. (2000). «Environmental value transfer : state of the art and future prospects», *Ecological economics*, 32: 137-152.
- Brouwer, R. et F.A. Spaninks (1999). «The validity of environmental benefits transfer: Further empirical testing», *Environment and resource economics*, 14: 95-117.
- Carson, R.T. et R.C. Mitchell (1993). The Value of Clean Water: The Public's Willingness to Pay for Boatable, Fishable, and Swimmable Quality Water. *Water Resources Research*. 29 (7). 2445-2454.
- Cochran, L. J. Rudek et D. Whittle (2000). *Dollars and Sense: An economic analysis of alternative hog waster management technologies*. Environmental Defense. Consulté en en ligne le 28 février 2003 [www.hogwatch.org]. 92 p.
- Crutchfield, S.R., P.M. Feather et D.R. Hellerstein (1995). *The Benefits of Protecting Rural Water Quality – An Empirical Analysis*. United States Department of Agriculture, Economic Research Service, Agricultural Economic Report Number 701. 27 p.
- de Groot, R. S., M.A. Wilson et R.M.J. Boumans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological economics* 41: 393-408.
- Debailleul, G. (1998). Le processus d'intensification de l'agriculture québécoise et ses impacts environnementaux : une rétrospective à méditer. *Vecteur Environnement*, 31 (2) : 49-54.
- Desaigues, B. et P. Point (1993). *Économie du patrimoine naturel – La valorisation des bénéfiques de protection de l'environnement*. Economica, Paris, 317 p.
- Drake, L. (1999). «The Swedish agricultural landscape – economic characteristics, valuations and policy options», *International journal of social economics* 26, 7/8/9: 1042-1060.
- Drake, L. (1992). The non-market value of the Swedish agricultural landscape, *European review of agricultural economics* 19: 351-364.
- Eisen-Hecht, J.I. et R.A. Kramer (2002). A cost-benefit analysis of water quality protection in the Catawba basin. *Journal of the American Water Resources Association*, 38 (2):453-465.
- Environnement Canada (2000). *L'importance de la nature pour les Canadiens: Les avantages économiques des activités reliées à la nature*. Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens. 49 pages.
- EPA (2002). A framework for the economic assessment of ecological benefits. Consulté en ligne le 25 septembre 2002 [<http://www.epa.gov/osp/spc/feab3.pdf>].

- ERSUSDA (2003). (Economic research service, United States department of Agriculture). US and state farm income data, accessible à partir de l'adresse www.ers.usda.gov/Data/FarmIncome/finfidmu.htm, visitée le 8 mai 2003.
- Eurostat (2001a). Bases de données de la Commission européenne, accessible par http://europa.eu.int/comm/agriculture/agrista/2001/table_en/en314full.pdf, consulté le 8 mai 2003.
- Eurostat (2001b). Bases de données de la Commission européenne, accessible par http://europa.eu.int/comm/agriculture/agrista/2001/table_en/en3110.pdf, consulté le 8 mai 2003.
- Faucheux, S. et J.F. Noël (1995). *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*. Armand Colin Éditeur, Paris. 370 pages.
- Frederick, K.D., T. VandenBerg, et J. Hanson (1996). Economic Values of Freshwater in the United States. *Resources for the Future*. Discussion Paper 97-03, 41 p.
- Gangbazo, G. (1996). Expériences de contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant. *Vecteur Environnement*, 29(2): 65-71.
- GEIS (Minnesota generic environmental impact statement on animal agriculture) (2002). Consulté en ligne le 3 mai 2003 [www.mnplan.state.mn.us/eqb/geis/index.html].
- Giroux, I. (2002). « Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec : Résultats des campagnes d'échantillonnage 1999, 2000 et 2001, et évolution temporelle de 1992 à 2001 », Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 45 pages + annexes.
- Gren, I.-M., T. Söderqvist et F. Wulff (1997). Nutrient reductions to the Baltic Sea: Ecology, costs and benefits. *Journal of environmental management*, 51, pp. 123-143.
- Hackl, F. et G.J. Pruckner (1997). Towards more efficient compensation programmes for tourists' benefits from agriculture in Europe, *Environmental and resource economics* 10: 189-205.
- Hartridge, O. et D. Pearce (2001). *Is UK agriculture sustainable? Environmentally adjusted economic accounts for UK agriculture*, CSERGE-Economics, University College London, 35 p.
- Höckby, S. et T. Söderqvist (2001). *Elasticities of demand and willingness to pay for environmental services in Sweden*, Paper accepted for presentation at the 11th Annual conference of the European association of environmental and resource economists, Southampton, UK, 28-30 June 2001.
- Hoehn, J.P. et A. Randall (2001). *The Effect of Resource Quality Information on Resource Injury - Perceptions and Contingent Values*, Michigan State University et Ohio State University, 34 pages.

- Holmes, T., A. Artuso et D. Thomas (1999). Economic analysis of lake Champlain protection and restoration. Dans *Lake Champlain in transition : from research toward restoration*. Water Science and application. Volume 1: 397-418.
- Horowitz, J.K. et K.E. McConnell (2002). A review of WTA/WTP studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44 (3), 426-447.
- Jjemba, P.K. (2002). The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agriculture ecosystems and environment* 93, no 1-3, décembre, pp. 267-278.
- Kneese, A.V. et W.D. Schulze (1985). *Ethics and Environmental Economics*. Chapter 5 in A.V. Kneese and J. L. Sweeney (eds), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol I (North-Holland, Amsterdam, 1985).
- Krupnick, A.J. (1993). Benefit transfers and valuation of environmental improvements *Ressources pour le future*, Agriculture Canada, Gouvernement du Canada, no.110, pp.1-6.
- Lamari, M. et R. Landry (2000). Contamination diffuse et demande de préservation de la qualité des eaux à usage domestique : des préférences révélées aux préférences exprimées - Une analyse empirique dans un contexte d'intensification agricole au Québec. Sixième chapitre de : Landry, Réjean et Patrick Levallois (sous la direction de) (2000). *Agriculture intensive et écosystèmes régionaux ; Du diagnostic aux interventions*, les Presses de l'Université Laval, Canada, 262 p.
- Landry, R. et P. Levallois (2000). *Agriculture intensive et écosystèmes régionaux ; Du diagnostic aux interventions*, les Presses de l'Université Laval, Canada, 262 p.
- Lanoie, P., B. Laplante et M. Provost (1995). *Environnement, Économie et Entreprise*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 547 p.
- Leggett, C.G. et N.E. Bockstael (2000). Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices. *Journal of Environmental Economics and Management* 39, pp. 121-144.
- L'état du monde 2003 (2002). *L'état du monde 2003 - Annuaire économique géopolitique mondial*, coordonné et réalisé par Serge Cordellier, Béatrice Didiot et Sarah Netter, Éditions la Découverte / Éditions Boréal, Québec, 674 p.
- Loomis, J., P. Kent, L. Strange, K. Kausch et A. Covich (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics* 33 (1), 103-117.
- Marceau, R. et F. Therrien (2000). « L'eau potable en milieu rural québécois : habitudes de consommation, défection économique et démarches politiques », quatrième chapitre de : Landry, Réjean et Patrick Levallois (sous la direction de) (2000). *Agriculture intensive et écosystèmes régionaux ; Du diagnostic aux interventions*, les Presses de l'Université Laval, Canada, 262 p.

- Mathews, L. G., F.R. Homans, et K.W. Easter (2002). Estimating the benefits of phosphorus pollution reductions: an application in the Minnesota river. *Journal of the American Water Resource Association*, 38 (5). pp. 1217-1223.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ) (2002a). Règlements sur les exploitations agricole – En bref. 39 pages.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ) (2002b). *Portrait régional de l'eau*. Consulté en ligne le 5 avril 2003 [www.menv.gouv.qc.ca/eau/regions].
- Morgan, C. et N. Owens (2000). Benefits of water quality policies: the Chesapeake Bay. *Ecological Economics* 39 271-284.
- Morrison, M., J. Bennett, R. Blamey et J. Louviere (2002). Choice modeling and tests of benefit transfer, *American journal of agricultural economics* 84 (1): 161-170, février.
- Palmquist, R. B., F. M. Roka et T. Vukina (1997). Hog operations, environmental effects, and residential property values. *Land Economics*, Vol. 73 (1) février, pp. 114-124.
- Parent, D., J. Bruno et M. Simard (2002). *Transmission et maintien de la ferme familiale : Analyse des facteurs et stratégies d'établissement de la relève agricole familiale via les situations d'insuccès*, Trajet Laval – Transfert, gestion et établissement en agriculture, Université Laval, Québec, 108 p.
- Peñalosa, E. (2002). *Transcript of presentation given by Enrique Peñalosa at the 2002 Urban Forum*. Consulté en ligne le 5 avril 2003 [www.worldbank.org/urban/forum2002/docs/penalosa-trans.pdf].
- Phillips, C.V. (2003). Literature Review Update: External Costs and Benefits. Consulté en ligne, le 27 mars 2003. [<http://www.apec.umn.edu/faculty/wlazarus/section53.pdf>].
- Pillet, Gonzague et Howard T. Odum (1987). «E³ énergie, écologie, économie», Georg, Genève, 257 p.
- Pillet, G., N. Zingg et D. Maradan (2000). *Relevé et appréciation quantitative des externalités de l'agriculture Suisse*, rapport final, Ecosys - Économie appliquée et environnementale, sur mandat de l'Office fédéral de l'Agriculture, Genève – Carouge, Suisse, 172 p. + annexes. Consulté le 5 mai 2003 en ligne [www.blw.admin.ch/fakten/texte/f/exeff.pdf].
- Podar, M., V. K. Smith, G. L. Van Houtven, S. Pattanayak, T. H. Bingham (2000). *Improving the Practice of Benefit Transfer : A Preference Calibration Approach*. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water and Office of Policy, Economics, and Innovation, 68-C6-0021.
- Pretty, J., C. Brett, D. Gee, R. Hine, C. Mason, J. Morison, M. Rayment, G. Van der Bijl et T. Dobbs (2001). Policy and practice; Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture, *Journal of Environmental Planning and Management*, 44(2), 263–283.

- Pretty, J.N., C. Brett, D. Gee, R.E. Hine, C.F. Mason, J.I.L. Morison, H. Raven, M.D. Rayment et G. van der Bijl (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture, *Agricultural Systems* 65 : 113-136.
- Randall, A. (2002). Valuing the outputs of multifunctional agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, vol. 29 (3), pp.289-307.
- Revéret, J.P., J. Peltier, A. Chabot et J.F. Bibeault (1990). *La mesure économique des bénéfiques et des dommages environnementaux*. Rapport présenté à la Direction de la planification et de la coordination, ministère de l'environnement du Québec, par le Groupe de recherche et d'analyse interdisciplinaire en gestion de l'environnement (GRAIGE UQAM), 219 pages.
- Rosenberger, R.S. et J.B. Loomis (2000). Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database, *Water resources research*, vol. 36, no 4, pp. 1097-1107.
- Rouffignat, J., C. Prévil, A. Michaud, M. Girard, M. Thériault et L. Guerpillon (2000). La perception de l'impact régional et local des activités agricoles intensives sur les écosystèmes : une approche régionale, premier chapitre de : Landry, R. et P. Levallois (sous la direction de) (2000). *Agriculture intensive et écosystèmes régionaux ; Du diagnostic aux interventions*, les Presses de l'Université Laval, Canada, 262 p.
- Rozan A. et A. Stenger (2000). Intérêts et limites de la méthode du transfert des bénéfiques, *Économie et statistique*, no 336, pp.69-78.
- Ruijgrok, E.C.M. (2001). Transferring economic values on the basis of an ecological classification of nature, *Ecological economics* 39 (3) : 399-408.
- Scherrer, Sylvie (date inconnue). Méthodologie de valorisation des biens environnementaux, Ministère français de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, série méthodes no 01-M01, 33p.
- Shrestha, R. et J.B. Loomis (2001). Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics*, no 39, pp. 67-83.
- Smith, V.K. (1992). On Separating Defensible Benefit Transfers From « Smoke and Mirrors ». *Water Resources Research*, vol. 28, no. 3. pp. 685-694.
- Solow, R. (2001). «L'économie entre empirisme et mathématisation», *Le Monde*, édition du 3 janvier. Consulté en ligne le 10 février 2003 [www.btinternet.com/~pae_news/Solow.htm].
- Statistique Canada (2003). *Taille des ménages, provinces et territoires, recensement 2001*. Consulté en ligne, le 5 avril 2003 [www.statcan.ca/francais/Pgdb/famil53b_f.htm].
- Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré (1990). *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec*, rapport synthèse, MAPAQ, 72p.

- Tietenberg, T.H. (2000). *Environmental and Natural Resource Economics*. Fifth Edition Addison-Wesley Longman inc. 630 pages.
- Tiezzi, S. (1999). External effects of agricultural production in Italy and environmental accounting, *Environmental and Resource Economics* 13: 459–472.
- Turner, M.G., E.P. Odum, R. Costanza et T.M. Springer (1988). Market and Nonmarket Values of the Georgia Landscape. *Environmental Management* 12 (2), 209-217.
- UQCN (Union québécoise pour la conservation de la nature) (2000). *Évaluation des bénéfices économiques liés à l'atteinte des objectifs du plan d'action 1998-2005 en agroenvironnement. Recherche documentaire et réflexion*. Rapport d'étude présenté au MAPAQ et au MENV. Québec, 57 p.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2002a). *Environmental and economic benefit analysis of final revisions to the national pollutant discharge elimination system regulation and the effluent guidelines for concentrated animal feeding operations*. Consulté en ligne le 1er mai 2003 [<http://cfpub.epa.gov/npdes/afo/cafodocs.cfm>].
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2002b). *Non-water quality impact estimates for animal feeding operations*, Consulté en ligne le 1er mai 2003 [<http://cfpub.epa.gov/npdes/afo/cafodocs.cfm>].
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2002c). *Economic analysis of the final revisions to the NPDES and effluent guidelines for CAFOS*. Consulté en ligne le 1er mai 2003 [<http://cfpub.epa.gov/npdes/afo/cafodocs.cfm>].
- van Kooten, G., R.A. Cornelis et L.M. Arthur (1998). Use of public perceptions of groundwater quality benefits in developing livestock management options, *Canadian journal of agricultural economics* 46 : 273-285.
- Walsh, R.G., Johnson, D.M., and McKean, J.R. (1992) Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968-1988. *Water Resources Research* 28 (3), 707-713.
- Walsh, R.G., R.A. Gillman et J.B. Loomis (1991). *Wilderness Resource Economics : Recreation use and preservation values*. Report for the American Wilderness Alliance. Denver. Colorado.
- Weersink, M. (2002). Policy options to account for the environmental costs and benefits of agriculture. *Canadian Journal of Plant Pathology, Revue Canadienne de Phytopathologie* 24[3], 265-273.
- West, G., C. Gendron, B. Larue et R. Lambert (2003). Consumers' valuation of functional properties of foods: Results from a Canada-wide survey. Université Laval, 28p. À paraître dans la *Revue canadienne d'économie rurale*.
- Wilhelmsson, M. (2000). The impact of traffic noise on the values of single-family house, *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(6), pp.799-815.

Yadav, S. et D.B. Wall (1998). Benefit-cost analysis of best management practices implemented to control nitrate contamination of groundwater. *Water Resources Research* 34 (3), 497-504.

ANNEXES

ANNEXE A

Tableau A.1 Données monétaires associées aux usages de l'eau

Étude	Description de l'usage	Valeur monétaire	Année de référence*	Méthode d'analyse**
Bergstrom et Cordell [1991]	Baignade	20,50 \$US ¹	1990	EC
	Canot-kayak	17,47 \$US ¹		
	Navigation motorisée	22,53 \$US ¹	1997	CD
	Pêche (eaux froides)	24,57 \$US ¹		
	Pique-nique	17,21 \$US ¹		
	Camping	20,61 \$US ¹		
	Cyclisme	15,12 \$US ¹		
Bingham <i>et al.</i> [2000]	Baignade	20 - 32 \$US ¹	1997	EC
	Navigation motorisée	22 - 43 \$US ¹		
Carson et Mitchell [1993]	Navigation	24,49 \$US ¹	1997	EC
	Pêche	20,80 \$US ¹		
	Baignade	20,54 \$US ¹		
Crane Management Consultants [1992]	Navigation motorisée	18,92 \$	1991	EC
	Canot	18,92 \$ ¹		
	Kayak	18,92 \$ ¹		
	Baignade	23,91 \$ ¹		
	Camping	23,91 \$ ¹		
	Pique-nique	23,91 \$ ¹		
Sentiers pédestres	24,95 \$ ¹			
Crutchfield <i>et al.</i> [1997]	Eau souterraine	634,68 \$US ³	1996	EC
Frederick <i>et al.</i> [1996]	Usage domestique	0,16 \$US ⁵	1994	TB
	Navigation	0,12 \$US ⁵		
Hauser et van Kooten [1993]	Eau d'approvisionnement	70 \$ ^{4,6,7} 78-90 \$ ^{3,6}	1993	EC

* L'année de référence représente l'année à laquelle la valeur monétaire est associée.

** EC = Évaluation contingente, TB = Transfert de bénéfices, CD = Coûts de déplacement

¹ Par personne par jour

² Dépense

³ Par ménage par année

⁴ CAP : consentement à payer

⁵ Par personne par année

⁶ Par m³

⁷ Dépenses de protection

Tableau A.1 Données monétaires associées aux usages de l'eau (suite)

Étude	Description de l'usage	Valeur monétaire	Année de référence*	Méthode d'analyse**
Hickling Corporation [1993]	Baignade	22 \$ ¹	1991	TB
	Navigation	27 \$ ¹		
Hitzhusen <i>et al.</i> [1999]	Canot	35,25 \$US ^{1,2}	1996	TB
	Pêche	31,08 \$US ^{1,2}		
	Pique-nique	17,71 \$US ^{1,2}		
	Parcs	13,62 \$US ^{1,2}		
Rollins [1997]	Canot	66,65 \$ ⁶	1993	EC
Smith <i>et al.</i> [1999]	Baignade	19-30 \$US ¹	1997	TB
Sun <i>et al.</i> [1992]	Eau souterraine	676 \$US ^{3,6}	1990	EC
US Fish and Wildlife Service [2001]	Pêche	26 \$US ¹	2001	EC
	Observation de la nature	738 \$US ⁴		
Walsh <i>et al.</i> [1992]	Pêche (eaux froides)	42,29 \$US ¹		TB
	Baignade	31,72 \$US ¹		
	Navigation motorisée	43,59 \$US ¹		
	Navigation non motorisée	67,24 \$US ¹		
Walsh <i>et al.</i> [1991]	Pêche	48,72 \$US ¹	1991	EC
	Navigation motorisée	40,84 \$US ¹		
	Canot	40,35 \$US ¹		
	Kayak	40,35 \$US ¹		
	Baignade	29,59 \$US ¹		
	Camping	31,02 \$US ¹		
	Pique-nique	27,57 \$US ¹		
	Sentiers pédestres	37,60 \$US ¹		

* L'année de référence représente l'année à laquelle la valeur monétaire est associée.

** EC = Évaluation contingente, TB = Transfert de bénéfices, CD = Coûts de déplacement

¹ Par personne par jour

² Dépense

³ Par ménage par année

⁴ CAP : consentement à payer

⁵ Par personne par année

⁶ Par m³

⁷ Dépenses de protection

ANNEXE B

Tableau B.1 Précisions sur l'évaluation des coûts environnementaux

Étude	Effet considéré	Valeur de départ		Unité	Coefficients		Région	Part de resp. de l'agriculture		Population touchée (milliers de ménages)	Valeurs transférées		Unité
		min.	max.		PIB-PPA Can./É-U	Taux de change considéré		min.	max.		min.	max.	
Mathews et al. [2002]	Réduction de la pollution par le phosphore de 40% dans la riv. Minnesota	140		\$US1997 par ménage par année	0.83	1.384	Québec	0.34	0.76	3 000	164 037	366 671	'000 \$CAN1997
							Chaud.-App.	0.34	0.76	170	9 295	20 778	
							Montérégie	0.73	0.75	540	63 396	65 132	
Eisen-Hecht et Kramer [2002]	Conservation de la qualité de l'eau de la riv. Catawba	139		\$US2000 par ménage par année	0.83	1.485	Québec	0.34	0.76	3 000	174 751	390 620	'000 \$CAN2000
							Chaud.-App.	0.34	0.76	170	9 903	22 135	
							Montérégie	0.73	0.75	540	67 536	69 386	
Rosenberger et Loomis [2000] et Shrestha et Loomis [2001]	Valeur des écosystèmes permettant des activités de plein-air (par méta-analyse)	36	50	\$US1996 par journée d'activité de plein-air et par personne	0.83	1.3636	Québec	0.34	0.76	34 100	472 390	1 466 571	'000 \$CAN2000
Ce rapport	Coûts d'évitement (achat d'eau embouteillée ou de système de traitement d'eau maison)	150	400	\$CAN2003 par ménage par année	non-applicable	non-applicable	Québec	0.34	0.76	3 000	153 000	912 000	'000 \$CAN2003
							Chaud.-App.	0.34	0.76	170	8 670	51 680	
							Montérégie	0.73	0.75	540	59 130	162 000	