Université du Québec
INRS-ETE

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE AVANTAGES-COÛTS DE SCÉNARIOS DE CONTRÔLE DE POLLUTION DIFFUSE AGRICOLE DANS LE CONTEXTE D'UNE GESTION PAR BASSIN VERSANT

Par
Esther Salvano
M. Sc.

Thèse présentée pour l'obtention
du grade de Philosophiae doctor (Ph.D.)
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examinateur externe	Mme Marielle Savard Professeur, département d'agro-économie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'environnement Université McGill
Examinateur externe	M. Jean-François Bibeault Spécialiste des usages, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada
Examinateur interne	M. Yvon Maranda Conseiller scientifique, Ministère de l'environnement du Québec Professeur invité, INRS-ETE
Co-directeur de recherche	M. Guy Debailleul Professeur Faculté des Sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval
Co-directeur de recherche	M. Alain N. Rousseau Professeur, INRS-ETE
Directeur de recherche	M. Jean-Pierre Villeneuve, Directeur et professeur, INRS-ETE

9 septembre 2003

© Droits réservés de *Esther Salvano,* 2003

RÉSUMÉ

Dans une optique de développement durable de l'agriculture, il est important de pouvoir évaluer l'intérêt et l'efficacité des programmes d'intervention ou des pratiques agricoles visant le contrôle de la pollution diffuse agricole. Pour cela, il est nécessaire de développer une meilleure compréhension des coûts mais aussi des avantages économiques de l'amélioration de la qualité de l'eau induite par ces actions. La méthode proposée consiste à intégrer un module d'analyse d'avantages-coûts au système de modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant, GIBSI. Cette méthode est une adaptation du cadre de travail développé par la *Foundation for Water Research (FWR),* dont le principe de base est le transfert des bénéfices qui permet l'utilisation de valeurs obtenues dans un contexte analogue, mais en un autre lieu et à un autre moment. Cette façon de faire permet de réduire les coûts et le temps nécessaires à la réalisation d'études économiques.

Après avoir été adaptée et intégrée à GIBSI, cette méthode a été appliquée au cas du bassin versant de la rivière Beaurivage, pour évaluer l'effet, en première approximation, du *Règlement sur les exploitations agricoles (REA)* sur la qualité de l'eau. Les avantages ont été estimés pour des usages de l'eau de type contact primaire, secondaire et visuel : baignade, canot, pêche, camping et parc. Les coûts étaient pour leur part ceux découlant de l'application de scénarios découlant du *REA*. Différentes unités de gestion ont été testées pour déterminer laquelle permet la plus importante amélioration de la qualité de l'eau et le meilleur ratio avantages-coûts. Les avantages monétaires estimés étaient moindres que les coûts occasionnés par l'implantation du *REA* dans l'unité de gestion choisie, le ratio avantages-coûts obtenu est de 0,73. Ce ratio démontre l'efficacité de l'application du *REA* pour améliorer la qualité de l'eau et les usages pouvant y être associés. Ces résultats confirment également l'intérêt d'utiliser un modèle de qualité de l'eau associé à une méthode d'analyse avantages-coûts. À terme, cet outil d'aide à la décision pourra être appliqué et utilisé dans le cadre d'activités de planification liées à la ressource eau.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, le professeur Jean-Pierre Villeneuve, qui m'a fourni l'encadrement et le soutien financier pour la réalisation de cette thèse, et par le fait même un vieux rêve. Sa confiance et ses encouragements m'ont permis de m'intégrer au sein de son équipe de recherche et ainsi participer à différents projets qui ont contribué grandement à ma formation. Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance au professeur Alain N. Rousseau qui, par sa disponibilité, sa rigueur scientifique et sa pédagogie, sans oublier ses attentions et son amitié, a su me prodiguer de précieux conseils qui ont été essentiels à l'achèvement de ces travaux. Je ne saurais passer sous silence le précieux soutien du professeur Guy Debailleul. Il a su me transmettre les connaissances théoriques nécessaires à la réalisation de ma recherche. Je remercie également les membres du jury d'avoir bien accepté de réviser cette thèse. Je souhaite aussi remercier Sébastien Tremblay, Rémy Corriveau et Claude Blanchette pour la programmation et le soutien informatique nécessaires pour la réalisation de mes travaux. Merci aussi à tout le personnel de l'INRS-ETE qui m'a permis de vivre cette expérience dans des conditions remarquables.

Je voudrais aussi exprimer ma reconnaissance à mes parents et à ma famille pour leur soutien et leur encouragement. La collaboration, la patience et le soutien quotidien de mon conjoint Bernard et de mon fils Antoine m'ont permis de fournir le meilleur de moi-même pour la réalisation de ce projet. Merci de m'avoir appuyée dans les hauts et les bas de cette aventure.

Cette recherche a été financée en partie par le soutien financier du professeur Villeneuve et par une bourse doctorale du CRSNG. Une partie de la recherche a aussi été financée par le Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement (*PARDE*) du ministère de l'environnement du Québec.

À mon fils, Antoine.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ I

REMERCIEMENTS III

TABLE DES MATIÈRES V

LISTE DES TABLEAUX IX

LISTE DES FIGURES XII

1. INTRODUCTION 1

1.1 OBJECTIF 4

1.2 CONTENU DE CETTE THÈSE 4

2. REVUE DE LITTÉRATURE 5

2.1 ANALYSE AVANTAGES-COÛTS 6

2.1.1 Estimation des avantages monétaires 6

2.1.1.1 Gestion de la pollution diffuse *6*

2.1.1.2 Gestion de la pollution ponctuelle *7*

2.1.2 Projets environnementaux 9

2.1.2.1 Gestion de la qualité de l'eau *9*

2.1.2.2 Gestion des barrages et réservoirs *13*

2.1.3 Politiques et réglementations environnementales 16

2.1.3.1 Gestion de la pollution diffuse et ponctuelle *16*

2.1.3.2 Gestion de la pollution diffuse *19*

2.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'ANALYSE 20

2.3 SYNTHÈSE 24

3. DÉVELOPPEMENT DE LA MÉTHODE 27

3.1 DÉFINITION DE LA PROBLÉMATIQUE ET DES PARAMÈTRES D'INTERVENTION 28

3.1.1 Choix et description des usages de l'eau 28

3.1.2 Inventaire des sites pour divers usages de l'eau 29

3.1.3 Relations usages - qualité de l'eau 29

3.2 IMPACT SUR LA QUALITÉ DE L'EAU 31
3.2.1 Choix du modèle hydrologique 31
3.2.1.1 Système de modélisation intégrée GIBSI 32
3.2.2 Probabilités de dépassement des *CQE* 33
3.3.1 Transfert de bénéfices 35
3.3.1.1 Transfert de bénéfices 36
3.3.1.2 Catégories de transfert de bénéfices 37
3.3.1.3 Conditions d'un transfert correct des valeurs 37
3.3.2 Avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau 39

3.4 CALCUL DES COÛTS DES SCÉNARIOS DE GESTION 41
3.4.1 Production animale 41
3.4.2 Productions végétales et pratiques culturales 42
3.4.3 Gestion des fertilisants 43

3.5 ACTUALISATION DES DONNÉES MONÉTAIRES 44

3.6 COLLECTE ET AJOUT DES DONNÉES 45
3.6.1 Sources d'information répertoriées 45
3.6.2 Valeur économique totale des activités recréo-environnementales 52
3.6.2.1 Données économiques 52
3.6.2.2 Données de participation 53
3.6.3 Inventaire des données pour le calcul des coûts 54

3.7 INTÉGRATION DE LA MÉTHODE À GIBSI 57

3.8 SYNTHÈSE 58

4. EXEMPLE D'APPLICATION 59

4.1 ENJEUX 59
4.1.1 Région à l'étude 59
4.1.2 Inventaire des usages de l'eau 62

4.2 SCÉNARIO DE GESTION 64
4.2.1 Description du *REA* 65
4.2.2 Description des scénarios de gestion 69

4.3 UNITÉS DE GESTION 69
4.3.1 Municipalités 70
4.3.2 Sous-bassins et groupes d'*USS* 72

4.4 SIMULATIONS DE LA QUALITÉ DE L'EAU 74
4.4.1 Chroniques météorologiques 74
4.4.2 Validité des résultats de simulation 75
4.4.3 Impact sur la qualité de l'eau 76
4.4.3.1 Municipalités 77
4.4.3.2 Sous-bassin et groupe d'USS 82

4.5 ESTIMATION DES AVANTAGES 84

4.6 CALCUL DES COÛTS 88

4.7 RATIO AVANTAGES-COÛTS DES DIFFÉRENTES ÉCHELLES DE GESTION 91
4.8 CONTEXTUALISATION DES RÉSULTATS 94
4.8.1 Analyse fréquentielle pour le ratio avantages-coûts 94
4.8.2 Influence des débits simulés sur les ratios 95
4.8.3 Analyse de sensibilité 97
4.9 SOMMAIRE ET CONCLUSION 100

5. CONCLUSION 105
5.1 MÉTHODE DÉVELOPPÉE 105
5.2 RÉSULTATS DE L'EXEMPLE D'APPLICATION 106
5.3 AVANTAGES ET LIMITES D'APPLICATION DE LA MÉTHODE 108
5.4 INTÉRÊTS POUR LES DÉCIDEURS 109
5.5 RECOMMANDATIONS POUR RECHERCHE FUTURE 111
5.5.1 Méthode d'analyse 111
5.5.2 Outil informatique GIBSI 113

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 115

ANNEXES 125

A. CADRE THÉORIQUE DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT 127

B. INTÉGRATION DE LA MÉTHODE À GIBSI 139

C. RÈGLES DE GESTION DES FERTILISANTS 179

D. RÉSULTATS DES SIMULATIONS 189

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Relations entre les types d'usage de l'eau et la qualité de l'eau 30

Tableau 3.2 Caractérisation du système de modélisation intégrée GIBSI 34

Tableau 3.3 Calcul des coûts des types de gestion agricole 43

Tableau 3.4 Dépenses et surplus du consommateur associés aux activités de plein air et à la pêche récréative, au Québec [Environnement Canada, 1999] 53

Tableau 3.5 Pourcentages de participation pour les activités de plein air et pour la pêche récréative, au Québec [Environnement Canada, 1999] 54

Tableau 3.6 Coûts de production et revenus associés aux scénarios de gestion du cheptel des productions animales [Beauregard, 2001] 56

Tableau 3.7 Coûts de production et revenus associés aux productions végétales [Beauregard, 2001] 56

Tableau 3.8 Coûts des différents modes d'épandage de fumiers et lisiers 57

Tableau 4.1 Description des usages de l'eau répertoriés dans le bassin de la rivière Beaurivage 64

Tableau 4.2 Adéquation entre les exigences du REA et les scénarios de gestion agricole de GIBSI 66

Tableau 4.3 Caractéristiques de l'aménagement du territoire, du cheptel et des surfaces cultivées pour les municipalités et groupes de municipalités (données de 1996 [Villeneuve et al., 1998b]) 71

Tableau 4.4 Caractéristiques de l'aménagement du territoire, du cheptel et des surfaces cultivées pour les différentes unités de gestion (données de 1996 [Villeneuve et al., 1998b]) 74

Tableau 4.5 Moyenne des probabilités de dépassement pour les tronçons suite à l'application de l'état de référence et du scénario de gestion REA pour les différentes unités de gestion de type municipalités 81

Tableau 4.6 Moyennes des probabilités de dépassement pour chacun des tronçons suite à l'application de l'état de référence et du scénario de gestion pour les différentes unités de gestion de type USS 83

Tableau 4.7 Description des usages de l'eau associés aux tronçons à l'étude 85

Tableau 4.8 Avantages monétaires de la récupération potentielle des usages de l'eau pour les différentes unités de gestion 87

Tableau 4.9 Bilans agronomiques et volumes d'engrais de ferme en surplus pour les unités de gestion 88

Tableau 4.10 Coûts de l'épandage des engrais de ferme et du traitement des surplus pour l'ensemble des unités de gestion 89

Tableau 4.11 Données des avantages monétaires, des coûts des scénarios et des ratios avantages-coûts pour les différentes unités de gestion 92

Tableau 4.12 Résultats de l'analyse fréquentielle des ratios avantages-coûts 95

Tableau 4.13 Volume d'eau annuel simulé au tronçon 1662 et ratio avantages-coûts pour chacune des années de simulation 96

Tableau 4.14 Résultats de l'analyse de sensibilité pour les deux paramètres retenus 98

Tableau 4.15 Résultats de l'analyse fréquentielle des ratios avantages-coûts calculés avec le coût de traitement optimisé 100

Tableau B.1 Données monétaires associées aux usages de l'eau 140

Tableau B.1 Données monétaires associées aux usages de l'eau (suite) 141

Tableau B.2 Équations utilisées pour l'estimation des avantages monétaires associés aux usages de l'eau 142

Tableau B.3 Description des variables constituant les équations pour l'estimation des avantages monétaires 143

Tableau B.4 Description des variables constituant les équations pour le calcul des volumes de fumiers et lisiers 145

Tableau B.5 Variables TDP pour l'azote et le phosphore. 146

Tableau B.6 Description des variables des équations pour le calcul des coûts pour les règles de gestion des fertilisants 149

Tableau B.7 Équations pour le calcul des coûts des scénarios de gestion agricole 161

Tableau B.8 Description des variables constituant les équations pour le calcul des coûts des scénarios de gestion 162

Tableau B.9 Données de revenus et de coûts pour les productions animales Beauregard [2001] 164

Tableau B.10 Description des usages de l'eau répertoriés sur le bassin Chaudière 165

Tableau B.10 Description des usages de l'eau répertoriés sur le bassin Chaudière (suite) 166

Tableau C.1 Description des règles de gestion des fertilisants et des types de bilan agronomique de l'azote et du phosphore associés 180

Tableau C.2 Type de bilans agronomiques (azote et phosphore) et règles de gestion des fertilisants applicables 180

Tableau C.3 Variables utilisées pour la description des règles de gestion des fertilisants 181

Tableau D.1 Moyennes annuelles de précipitation des stations pour le bassin de la rivière Chaudière et classement des années 191

Tableau D.2 Probabilités de dépassement pour les tronçons définis pour chacun des scénarios de gestion et l'ensemble des années de simulation pour les échelles de gestion de type municipalités 196

Tableau D.3 Probabilités de dépassement pour les tronçons déterminés pour chacun des scénarios de gestion et l'ensemble des années de simulation pour les échelles de gestion de type USS 197

Tableau D.4 Avantages monétaires associés à la récupération des usages de l'eau pour le tronçon 1662 et les divers scénarios de gestion 198

Tableau D.5 Avantages monétaires associés à la récupération des usages de l'eau pour le tronçon 1681 et les divers scénarios de gestion 199

Tableau D.6 Coûts associés aux différents scénarios de gestion pour les échelles de gestion de type municipalité 200

Tableau D.7 Coûts associés aux différents scénarios de gestion pour les échelles de gestion de type USS 201

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Méthode proposée d'analyse avantages-coûts 27

Figure 3.2 Estimation des avantages monétaires des usages de l'eau 40

Figure 3.3 Carte des sites des usages de l'eau de type contact primaire pour le bassin versant de la rivière Chaudière 48

Figure 3.4 Carte des sites des usages de l'eau de type contact secondaire pour le bassin versant de la rivière Chaudière 49

Figure 3.5 Carte des sites des usages de l'eau de type contact visuel pour le bassin versant de la rivière Chaudière 50

Figure 3.6 Carte des sites des usages de l'eau pour l'eau potable pour le bassin versant de la rivière Chaudière 51

Figure 4.1 Localisation du bassin versant de la rivière Chaudière et des sous-bassins [Bédard et al., 1998] 61

Figure 4.2 Carte des sites d'usages de l'eau pour le bassin de la rivière Beaurivage 63

Figure 4.3 Découpage spatial : (a) bassin versant, (b) bassin versant constitué de plusieurs USS, (c) une USS, (d) représentation d'une USS numérisée, (e) schéma d'écoulement de surface d'une USS et (f) occupations du sol d'une USS 68

Figure 4.4 Carte de la localisation des municipalités à l'intérieur du bassin de la rivière Beaurivage : (a) Saint-Gilles, (b) Saint-Narcisse-de-Beaurivage, (c) Saint-Patrice-de-Beaurivage, (d) Saint-Bernard et (e) Saint-Sylvestre 71

Figure 4.5 Carte de localisation des unités de gestion à l'intérieur du sous-bassin de la rivière Beaurivage : (a) USS_1714, (b) USS_1681, (c) USS_Total et (d) USS_1672 73

Figure 4.6 Carte du bassin de la rivière Beaurivage et localisation des tronçons définis et usages de l'eau actuels 78

Figure 4.7 Carte des probabilités de dépassement moyennes pour les tronçons du bassin de la rivière Beaurivage suite à l'application du scénario REA pour l'unité de gestion Mun_3 79

Figure 4.8 Probabilités de dépassement moyennes calculées pour les quatre tronçons suite à l'application de l'état de référence et du REA pour les différentes unités de gestion de type municipalités 82

Figure 4.9 Probabilités de dépassement moyennes calculées pour les quatre tronçons suite à l'application de l'état de référence et du REA sur les différentes unités de gestion de type USS 84

Figure 4.10 Avantages monétaires totaux pour la récupération potentielle des usages de l'eau pour l'ensemble des unités de gestion 87

Figure 4.11 Coûts nets des scénarios de gestion pour les différentes unités de gestion 90

Figure 4.12 Ratio avantages-coûts pour les différentes échelles de gestion à l'étude 92

Figure 4.13 Relation entre les volumes d'eau estivaux et les ratios avantages-coûts pour les années de simulation 96

Figure 4.14 Résultats de l'analyse de sensibilité 99

Figure A.1 Description de la valeur économique totale 128

Figure A.2 Méthodes pour l'évaluation monétaire des avantages 133

Figure B.1 Sélection de l'analyse avantages-coûts 167

Figure B.2 Fenêtre pour le choix d'une analyse avantages-coûts 168

Figure B.3 Fenêtre pour l'estimation des avantages liés aux usages de l'eau 169

Figure B.4 Fenêtre de recherche de tronçon(s) sur une carte 170

Figure B.5 Fenêtre pour le choix des dates de référence 171

Figure B.6 Fenêtre de Gestion des coûts 174

Figure B.7 Fenêtre du calcul des coûts associés au scénario agricole 175

Figure B.8 Fenêtre des résultats de l'analyse avantages-coûts 177

Figure D.1 Évolution des moyennes de précipitations annuelles de chaque station sur le bassin de la rivière Chaudière (1965 à 2001) 190

Figure D.2 Débits mesurés et simulés au tronçon 1644 situé à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994 193

Figure D.3 Relation entre débits mesurées et simulées au tronçon 1644 situé à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994 193

Figure D.4 Fréquence des écarts absolus entre les données mesurées et simulées pour le phosphore total pour l'année 1994 à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage 194

Figure D.5 Fréquence des écarts absolus entre les données mesurées et simulées pour le phosphore total pour l'année 1994 sans ou avec l'influence des rejets ponctuels sur le bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994 194

Figure D.6 Courbes de probabilités de dépassement pour le tronçon 1681 195

1. INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, le développement durable est le paradigme dominant lorsque les gouvernements et les autorités responsables planifient le développement de l'agriculture [Smith et McDonald, 1998]. Selon Legg [2000], le concept d'agriculture durable est le processus dans lequel la demande en produits alimentaires et autres services est réalisée par des pratiques agricoles qui sont efficaces économiquement, respectueuses de l'environnement et socialement acceptables. Dans un monde idéal, l'agriculture durable serait donc une agriculture qui peut subsister parce qu'elle ménage son environnement et sauvegarde à long terme ses capacités de production [Bonny, 1994]. Dans cette perspective, la pollution diffuse agricole est considérée comme un risque environnemental compromettant la durabilité de l'agriculture. Ce risque peut s'illustrer par la pollution des eaux par les nutriments et pesticides, la pollution de l'atmosphère par les émissions de gaz à effet de serre (ex. : méthane), l'utilisation d'énergie fossile pour le maintien de la production (ex. : production d'engrais phosphaté), la diminution de la biodiversité par le défrichement des terres (ex. : monoculture), etc.

Au Québec, la fertilisation excessive des sols par les engrais (engrais de ferme et minéraux) est une problématique importante [Gangbazo *et al.*, 1999]. Dans certains bassins versants, le taux de fertilisation par l'azote et le phosphore provenant de ces engrais dépasse de plusieurs fois les besoins agronomiques des cultures. Cette pratique culturale entraîne bien souvent des conséquences importantes au niveau de la qualité de l'eau : eutrophisation, contamination par les coliformes fécaux, etc. Ces conséquences peuvent même empêcher toute consommation et utilisation de l'eau (ex. : interdiction de la baignade dans la rivière Boyer [Laflamme *et al.*, 1997], eutrophisation de la rivière Yamaska [Delisle, *et al.*, 1998]). Il n'est d'ailleurs plus à démontrer en milieu rural que les principales sources de pollution diffuses responsables de la dégradation des écosystèmes aquatiques demeurent essentiellement associées au ruissellement provenant des terres agricoles [Baril, 1998].

C'est dans l'optique de développement durable de l'agriculture que les gouvernements ont mis en place des mesures et une réglementation visant le contrôle de la pollution diffuse agricole [Debailleul, 1998]. Au Québec, le *Règlement sur les exploitations agricoles* (*REA*) a été mis en vigueur en juin 2002. Celui-ci venait mettre à jour le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (*RRPOA*) qui avait été mis en application progressivement depuis 1999 auprès des exploitations les plus à risque. Le *REA* a pour objet d'assurer la protection de l'eau et du sol contre la pollution causée par certaines activités agricoles (ex. : fertilisations excessives, ouvrages d'entreposage non étanches) [MENV, 2002].

À l'échelle du bassin versant, les processus naturels et les activités humaines qui déterminent et influencent la circulation et la qualité de cette ressource sont nombreux et complexes [Rousseau *et al.*, 2000a]. Les interactions de l'homme avec la ressource eau sont multiples et souvent conflictuelles. Dans le seul et unique but de garantir la pérennité de la ressource hydrique, on se doit donc d'intégrer dans un contexte d'analyse des problèmes et des conflits propres à la gestion de l'eau d'un bassin versant, l'ensemble des éléments (processus hydrologiques, physico-bio-chimiques, usages, activités économiques, aspects juridiques, *etc.*) susceptibles de déterminer l'évolution qualitative et quantitative de la ressource eau d'une part et la faisabilité des solutions avancées d'autre part. La prise en compte de tous ces éléments est nécessaire si l'on veut parvenir à une gestion réaliste et concertée de la ressource. Selon Rousseau *et al.* [2000a], la gestion intégrée par bassin versant consiste à la prise en compte de tous ces éléments afin de parvenir à une gestion réaliste et concertée de la ressource.

Étant donné le transport amont-aval des polluants et la distribution territoriale des unités administratives de gestion[1], il s'avère primordial d'évaluer quantitativement, à l'échelle du bassin versant, les impacts économiques et environnementaux que pourraient avoir des politiques ou règlements sur la qualité de l'eau, plus précisément les programmes d'intervention ou les pratiques agricoles qui en découlent. Ceci devient crucial lorsque l'on cherche à déterminer, à l'échelle du bassin versant, les contributions des sous-bassins versants problématiques et l'efficacité des interventions

[1] Par exemple, municipalités régionales de comté (MRC), municipalités

de contrôle, qu'elles soient basées sur la conservation des sols ou encore sur les bonnes pratiques de fertilisation agro-environnementales. Depuis plusieurs années, les autorités ont manifesté beaucoup d'intérêt pour la compréhension des conséquences économiques des réglementations environnementales [Bockstael *et al.*, 2000]. Cette nouvelle tendance nécessite la comparaison et quantification des avantages et coûts pouvant être impliqués lors de la mise en place de ces réglementations.

Ainsi, des efforts considérables ont été déployés pour établir de nouvelles façons de mesurer et de promouvoir les actifs et les services environnementaux et pour comprendre les rapports existant entre l'environnement et l'économie [McRae *et al.*, 2000]. Le recours à la modélisation hydrologique et aux études économiques de type avantages-coûts représente des façons intéressantes pour réaliser ces évaluations [Rousseau *et al.*, 2000b; Gangbazo et Painchaud, 1999; Villeneuve *et al.*, 1998a]. Il existe des outils mathématiques permettant une gestion et un suivi quantitatif et qualitatif de la ressource en eau. Parmi ceux-ci, il y a GIBSI (**G**estion **I**ntégrée des **B**assins versants à l'aide d'un **S**ystème **I**nformatisé), un outil capable de simuler les principaux processus hydrologiques affectant l'évolution quantitative et qualitative de l'eau d'un bassin versant [Mailhot *et al.*, 1997; Villeneuve *et al.*, 1998b; Rousseau *et al.*, 2000a,b]. À cet effet, le développement d'une méthode d'analyse avantages-coûts des scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole et son intégration à GIBSI permettra l'évaluation monétaire des avantages découlant de la récupération potentielle des usages de l'eau suite à la mise en place de programmes d'intervention. En effet, plusieurs auteurs sont unanimes sur l'importance d'évaluer les avantages monétaires et les coûts associés aux programmes de réduction de la pollution, et ce afin de bien mettre en contexte les sommes investies et les revenus potentiels découlant de ces programmes [Freeman, 2002; Mathews *et al.*, 2002; Bockstael *et al.*, 2000; Lutz et Munasinghe, 1994]. Selon Faucheux et Noël [1995], l'analyse avantages-coûts est la plus connu et la plus utilisée des méthodes d'aide à la décision. C'est aussi celle qui est la plus conforme aux enseignements de la théorie standard de l'économie de l'environnement.

1.1 OBJECTIF

Le principal objectif de la thèse consiste au développement et à l'intégration à GIBSI d'une méthode d'analyse avantages-coûts de scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole dans le contexte d'une gestion intégrée de l'eau par bassin versant. L'intégration d'un module d'analyse d'avantages-coûts à un modèle hydrologique représente un moyen efficace d'obtenir un aperçu des impacts sur la qualité de l'eau et sur le ratio avantages-coûts de scénarios de gestion. Afin de démontrer l'utilité et l'importance de ce cadre de travail, cette approche pragmatique est mise en application à l'échelle d'un bassin versant pour l'évaluation des avantages monétaires associés à l'amélioration de la qualité de l'eau et des coûts découlant de l'application du *REA*.

1.2 CONTENU DE CETTE THÈSE

Cette thèse de doctorat présente :

- une revue de la littérature sur l'application de l'analyse avantages-coûts dans le domaine de l'environnement, et tout particulièrement la ressource eau;
- la démarche employée pour le développement de la méthode d'analyse avantages-coûts;
- un exemple d'application et les résultats obtenus à l'aide de la méthode d'analyse développée;
- la conclusion des activités de recherche et des recommandations pour des travaux futurs.

À la suite du texte, on retrouve quatre annexes présentant des éléments complémentaires au texte principal : (i) le cadre théorique de l'évaluation économique de l'environnement; (ii) l'intégration de la méthode à GIBSI; (iii) les règles de gestion des fertilisants et, (iv) les résultats des simulations des scénarios de gestion agricole.

2. REVUE DE LITTÉRATURE

La gestion par bassin versant nécessite la considération de plusieurs aspects et les avantages monétaires que la société peut en retirer en est un important. Selon Schleiniger [1999], il existe deux méthodes fondamentales d'évaluation économique des politiques de réduction et de contrôle de la pollution : (i) l'analyse avantages-coûts et, (ii) l'analyse coût-efficacité. La première permet d'exprimer tous les effets de la politique sur des bases monétaires, tandis que la deuxième évite la problématique de la monétarisation des avantages en mesurant les effets de la réduction des émissions sur la base d'unités physiques (ex. : concentration de polluants). L'outil d'analyse économique retenu est l'analyse avantages-coûts dans un contexte de modélisation de la qualité de l'eau. Ce choix se justifie par notre objectif de travail touchant la quantification des avantages monétaires pour la société suite à l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'objectif de cette revue de littérature est de faire le point sur les travaux utilisant l'analyse avantages-coûts[2] comme outil d'aide à la décision dans le domaine de l'environnement, et plus particulièrement la ressource eau. Dans un premier temps, l'utilité et l'importance de l'estimation des avantages dans l'étude de projets environnementaux sont illustrées à l'aide de quelques cas de figure. Ensuite, l'attention se porte sur deux cadres d'application de l'analyse avantages-coûts : évaluation de projets environnementaux et évaluation de politiques et réglementations environnementales. Finalement, les avantages et les limites de l'utilisation de l'analyse avantages-coûts sont discutées.

[2] Il faut noter que les termes bénéfices et avantages sont utilisés de façon synonyme tout au long du document. Cependant, l'expression avantages-coûts est privilégiée car elle rend mieux le sens de l'expression *cost-benefit analysis* [Revéret, 1984].

2.1 ANALYSE AVANTAGES-COÛTS

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 [Bontems 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. Étant donné que la plupart de ces biens et services ne sont pas présents sur les marchés, les avantages monétaires sont donc évalués à l'aide de méthodes qui sont pour l'essentiel l'évaluation contingente, la méthode des prix hédonistes et les coûts de déplacement. Le cadre théorique de l'évaluation économique de l'environnement ainsi que les différentes méthodes sont présentés à l'annexe A.

2.1.1 Estimation des avantages monétaires

De nombreuses études ont démontré les avantages de l'établissement de programmes de conservation et de restauration de la qualité de l'eau de même que l'application de réglementation et politiques. La présente section démontre, à l'aide de quelques exemples dans des contextes de gestion des pollutions diffuse et ponctuelle, l'importance d'estimer les avantages associés aux usages de l'eau.

2.1.1.1 Gestion de la pollution diffuse

van Vuuren *et al.* [1997] et Stonehouse [1999] ont présenté une nouvelle méthode de calcul des avantages monétaires provenant de l'amélioration de la qualité de l'eau en fonction de la diminution des polluants et son impact social. Les avantages à l'extérieur de l'exploitation agricole découlant de la diminution des sédiments et des concentrations de phosphore étaient fonction du degré d'amélioration de la qualité de l'eau, des usages actuels ou potentiels de l'eau et du consentement à payer des usagers de la ressource. Le bassin versant était celui de Kettle Creek (Ontario) et les deux usages de l'eau consistaient à la pêche et au transport. Les pratiques agricoles à l'étude portaient sur différentes rotations des cultures ainsi que la mise en place de

bandes riveraines. Étant donné l'absence de marché pour la qualité de l'eau, des techniques d'évaluation indirectes ont été utilisées pour déterminer le consentement à payer des usagers pratiquant la pêche. Pour les avantages monétaires associés au transport, la méthode des coûts évités a été employée et les coûts pris en compte étaient ceux associés au dragage du cours d'eau. Les avantages sociaux nets ont été estimés par la somme des avantages liés aux usages et la variation du revenu de l'exploitation de la ferme. Les avantages sociaux maximums pour les usages ont été évalués à environ 179 000 $CAN et à 2,4 millions $CAN pour l'augmentation des revenus aux producteurs agricoles. van Vuuren *et al.* [1997] et Stonehouse [1999] ont conclu que la société peut profiter des pratiques agricoles retenues si, en plus de l'amélioration de la qualité de l'eau, les avantages hors exploitation sont supérieurs aux pertes de revenus des producteurs agricoles.

2.1.1.2 Gestion de la pollution ponctuelle

Les travaux de Bingham *et al.* [2000] avaient pour objectif la démonstration des avantages de l'application du *Clean Water Act* (*CWA*) depuis son instauration en 1972 sur le bassin versant de la rivière Willamette en Oregon (30 000 km^2; population de 1,8 millions de personnes). Les principaux usages de la rivière comprennent la pêche (commerciale et récréative), la navigation, la production d'hydro-électricité, l'irrigation des terres agricoles, plusieurs usages industriels, l'approvisionnement en eau potable et différentes activités récréatives. La principale source de pollution était constituée des rejets d'eaux usées de l'industrie papetière et en moindre partie l'agriculture. Les effets sur la qualité de l'eau consistaient en une réduction importante des concentrations en oxygène dissous, nutriments et composés toxiques. L'application du *CWA* a eu pour effet de limiter les rejets des papetières et autres industries et, par conséquent, d'améliorer la qualité de l'eau de façon très importante. Cette amélioration a été transposée en nombre de jours d'activité où l'usage de l'eau est possible (avec ou sans le *CWA*). La méthode du transfert de bénéfices a été utilisée pour l'évaluation monétaire des changements de la qualité de l'eau sur les usages. Pour la pêche, Bingham *et al.* [2000] ont fait l'hypothèse que l'instauration du *CWA* a eu pour effet d'augmenter de 90 pour cent la pratique de l'activité. Les valeurs monétaires

journalières utilisées variaient entre 17 et 42 $US en fonction du type de poisson. Les avantages totaux pour la pêche ont été estimés entre 64 et 88 millions $US. Pour les autres activités à contact direct, les auteurs ont fait l'hypothèse qu'avant l'application de la loi elles n'étaient pas possibles. Les valeurs monétaires minimales et maximales suivantes ont été utilisées pour l'estimation des avantages pour chacun des usages : entre 20 et 32 $US pour la baignade, entre 5 et 35 $US pour l'accès à la plage), entre 37 et 66 $US pour la planche à voile et entre 22 et 43 $US pour la motomarine. Les avantages estimés pour les activités récréatives se situaient entre 121 et 259 millions $US. Pour leur part, la valeur monétaire associée aux aspects esthétiques variait entre 33 et 76 millions $US. Ainsi, les avantages totaux découlant de l'application du *CWA* se situaient entre 275 et 594 millions $US. Pour les responsables, les valeurs obtenues représentaient un seuil minimal et des études plus spécifiques seraient nécessaires afin de préciser les fréquences des usages de l'eau ainsi que les valeurs monétaires qui y sont associées.

La méthode des prix hédonistes a été utilisée par Legget et Bockstael [2000] pour démontrer que la qualité de l'eau avait un effet significatif sur la valeur des propriétés sur les berges de Chesapeake Bay. Les propriétés riveraines 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. 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 retenu pour l'amélioration de la qualité de l'eau était la concentration en coliformes fécaux. Legget et Bockstael [2000] ont estimé qu'un changement de 100 coliformes fécaux par 100 ml amenait une variation d'environ 2 % du prix des propriétés. Les avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau pour 494 propriétés en bordure du plan d'eau ayant des concentrations de coliformes fécaux dépassant 200 coliformes fécaux par 100 ml, ont été évalués approximativement à 12,4 millions $US. 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.

Il existe aussi dans la littérature de nombreux articles présentant une liste des avantages monétaires associés aux usages de l'eau : pour les activités récréatives et les activités de conservation de la nature [Bateman *et al.*, 2000; Bergstrom et Cordell, 1991; Carson et Mitchell, 1993; Heimlich *et al.*, 1998; Shrestha et Loomis, 2001; Walsh *et al.*, 1992] et pour la valeur économique de l'eau aux États-Unis [Wilson et Carpentier, 1999; Frederick *et al.*, 1996]. Ces données monétaires sont régulièrement utilisées lors de transferts de bénéfices lors de l'estimation des avantages monétaires ou pour la réalisation d'analyses avantages-coûts. Le tableau B.1 de l'annexe B présente quelques-unes des données monétaires associées aux usages de l'eau.

2.1.2 Projets environnementaux

La présente section illustre l'utilisation de l'analyse avantages-coûts dans différents contextes de gestion urbaine et agricole, tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif.

2.1.2.1 Gestion de la qualité de l'eau

Dans le cadre de la restauration de la rivière Minnesota, les travaux de Mathews *et al.* [2002] ont estimé les avantages et les coûts de l'amélioration de la qualité de l'eau suite à une réduction de 40 % des concentrations en phosphore dans la rivière. Le phosphore avait été identifié comme étant l'élément causant le plus de dommage. Cette rivière était considérée comme l'un des vingt cours d'eau les plus problématiques en Amérique du Nord[3]. La superficie du bassin de la rivière Minnesota est d'environ 6 500 km^2 et répartie dans trois états américains, soit le Minnesota, l'Iowa et le South Dakota. L'agriculture y est très présente. Les principales activités récréatives sont le nautisme, la pêche, la chasse et la trappe, la randonnée, le ski, la motoneige et l'observation des

[3] http://www.soils.umn.edu/research/mn-river/ page consultée le 16 septembre 2002.

oiseaux. Le consentement à payer des résidents pour une diminution des concentrations en phosphore a été déterminé à l'aide d'une évaluation contingente [Mathews *et al.*, 1999]. Le modèle utilisé a permis d'estimer le consentement à payer annuel par ménage, à 140 $US. L'agrégation des données monétaires pour la région à l'étude (environ 1 million de ménages), représentait des avantages monétaires totaux d'environ 142 millions $US. Les coûts associés à la diminution des concentrations en phosphore variaient entre 18 et 122 millions $US. Ces résultats suggéraient que le ratio avantages-coûts de la réduction de la pollution due au phosphore était plus grand que 1 ce même si les coûts d'assainissement les plus élevés étaient pris en compte. Mathews *et al.* [2002] ont démontré que l'estimation des avantages monétaires et des coûts des programmes de réduction de la pollution peut aider les gestionnaires à effectuer une planification efficace d'un point de vue économique.

Les travaux de Cabtree *et al.* [1999] portaient sur l'évaluation de différentes stratégies de gestion de l'eau et de leur efficacité économique pour le bassin versant de la rivière Tame (Birmingham, Royaume-Uni) (superficie de 1 400 km^2 et population d'environ 1,4 millions de personnes). Les problèmes rencontrés étaient causés principalement par une contamination par les eaux usées et un important ruissellement urbain. Une des premières stratégies d'amélioration de la qualité de l'eau à l'étude était la mise en place de lacs artificiels permettant la purification de l'eau. Ces installations ont permis une amélioration notable de la qualité de l'eau se traduisant notamment par une augmentation de la population de poissons et du potentiel d'utilisation de la rivière comme source d'eau potable. À l'aide d'un modèle dynamique de simulation de la qualité de l'eau et de divers scénarios, Cabtree *et al.* [1999] ont démontré les effets de la présence des lacs artificiels. Les avantages monétaires découlant des changements de la qualité de l'eau ont été utilisés pour calculer le ratio avantages-coûts afin d'identifier le scénario de gestion le plus viable d'un point de vue économique. La méthode utilisée pour l'évaluation des avantages et des coûts des scénarios de gestion était celle développée par la *Foundation of Water Research* [*FWR*, 1996]. Les données utilisées provenaient d'une évaluation contingente et étaient estimées pour les activités récréatives, la pêche, l'utilisation industrielle de l'eau, la consommation de l'eau potable et les usages intrinsèques. Les coûts étaient ceux engendrés par l'opération et

l'entretien des lacs artificiels. Pour les scénarios avec les lacs artificiels, les ratios avantages-coûts obtenus étaient de 2,3 et 1,3. Les résultats ont ainsi démontré que les avantages monétaires découlant de l'utilisation des lacs artificiels étaient supérieurs aux coûts engendrés pour leur entretien et opération. L'agence environnementale responsable de la gestion du bassin versant a ainsi prévu de continuer les activités de gestion en place.

Eisen-Hecht et Kramer [2002] ont utilisé l'analyse avantages-coûts pour déterminer l'efficacité économique de la gestion 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[4] 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. Une évaluation contingente a été effectuée pour déterminer le consentement à payer pour l'établissement d'un programme de conservation de la qualité de l'eau. Pour une description détaillée de la méthode d'évaluation économique utilisée, il faut se référer à Kramer et Eisen-Hecht [2002]. Le consentement à payer a été évalué à 139 $US par année par payeur de taxes. 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. Les coûts du programme de conservation ont été calculés pour la mise en place de meilleures pratiques agricoles (bandes filtrantes, étangs d'épuration, ...), le plan d'aménagement du bassin, l'amélioration et l'augmentation de la capacité des usines de traitement des eaux usées et l'achat de parcelles de terrain jugées critiques pour la protection de la qualité de l'eau. La comparaison des avantages et des coûts a donné un ratio avantages-coûts de 1,4 et des avantages nets de 95 millions $US. Ces résultats ont démontré que la protection de la qualité de l'eau pour les résidents du bassin de la rivière Catawba était un sujet d'importance. 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

[4] http://www.catawbariverkeeper.org page consultée le 18 septembre 2002.

aux responsables d'orienter leurs interventions et d'effectuer des travaux futurs afin de préciser les actions à prendre.

Les travaux de McDonald et Johns [1999] portaient sur l'estimation des avantages sociaux et des coûts afin d'améliorer le processus décisionnel lors de l'évaluation de projets de restauration et de protection de bassins versants. Le cas de figure présenté consistait en l'évaluation des avantages et des coûts lors d'une étude de faisabilité d'un programme de collecte et de traitement d'eaux usées de la ville de Santafé (Bogota, Colombie). Une évaluation contingente a été effectuée afin d'estimer le consentement à payer des ménages pour l'amélioration de la qualité de l'eau. Les avantages consistaient en l'élimination des odeurs liées à la présence des eaux usées, l'amélioration des aspects visuels, la diminution des problèmes de santé et l'amélioration de la pratique d'activités nautiques. Les avantages nets, pour leur part, se situaient entre 68 et 524 millions $US. Les coûts étaient ceux facturés aux résidents et comprenaient les dépenses de capital, les coûts annuels d'opération et d'entretien pour chacun des quatre types de traitement prévus à l'usine de traitement des eaux usées. Les ratios avantages-coûts calculés variaient entre 1,4 pour le traitement primaire et 3,6 pour le traitement secondaire avec désinfection. Même si l'estimation des avantages monétaires n'était pas exhaustive, les ratios ont démontré que le traitement secondaire avec désinfection représentait le meilleur choix pour l'usine de traitement des eaux usées. Les responsables ont utilisé ces résultats lors du choix du type de traitement à implanter dans la future usine.

Yadav et Wall [1998] ont utilisé l'analyse avantages-coûts pour évaluer un programme visant l'amélioration de la qualité de l'eau souterraine. 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. 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 évaluation monétaire. 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 avantages et des coûts. Malgré toutes les difficultés rencontrées, l'analyse avantages-coûts a été un outil de comparaison très utile pour cette étude.

2.1.2.2 Gestion des barrages et réservoirs

Des analyses avantages-coûts ont aussi été effectuées dans le cadre de projets d'étude sur les aspects quantitatifs de l'eau ; niveau des rivières, prélèvement d'eau pour l'irrigation, présence de réservoirs artificiels, ... Loomis [2002] a évalué les avantages et les coûts de l'enlèvement de quatre barrages pour le rétablissement du débit de la rivière Lower Snake (État de Washington). Cette rivière est appréciée pour la présence de saumons, espèce menacée d'extinction. Les usages de l'eau sont nombreux : baignade, camping, canot, chasse, kayak, pêche, pique-nique, rafting, randonnée, ski nautique et vélo. L'évaluation contingente ainsi qu'un modèle de coûts de déplacement ont été utilisés pour l'estimation des avantages du projet. Après dix années, les avantages monétaires étaient estimés entre 193 et 311 millions $US, soit de six à dix fois supérieurs à ceux observés avec les barrages (32 millions $US). Les coûts d'opportunités (perte au niveau de la production hydro-électrique) ont été estimés à 271 millions $US. En additionnant les coûts directs de l'enlèvement des barrages, les coûts totaux ont été évalués à 360 millions $US. Les avantages associés à la restauration de la rivière étaient moins importants que les coûts impliqués dans l'enlèvement des barrages. Loomis [2002] a toutefois mentionné que l'estimation des avantages n'était pas exhaustive : les valeurs intrinsèques (valeurs d'existence, d'option, de legs) n'avaient pas été considérées. L'importance d'augmenter les populations de saumons et d'autres poissons menacés d'extinction n'était pas prise en compte dans l'estimation des avantages de la restauration du débit de la rivière. Selon Loomis [2000], l'estimation de ces avantages peut jouer un rôle important dans l'analyse économique et une analyse avantages-coûts complète devrait tenir compte de

ces avantages. Une étude précédente avait donné les mêmes conclusions en démontrant l'existence d'un marché non monétaire important pour la capacité à payer pour l'enlèvement des réservoirs afin de restaurer les populations de certains poissons et des activités récréatives possibles [Loomis, 1996].

Les travaux de Cordell et Bergstrom [1993] ont permis d'évaluer l'impact de pratiques de gestion des niveaux d'eau de quatre barrages du nord de la Caroline, sur les activités récréatives. La gestion des réservoirs était effectuée pour de multiples usages : contrôle des débits et des inondations, activités récréatives et production d'hydro-électricité. Une évaluation contingente a été utilisée pour déterminer le consentement à payer des usagers pour chacune des trois gestions temporelles de l'application des prélèvements estivaux proposées. Le consentement à payer pour la gestion actuelle de l'eau a été estimé à 42 $US par individu par année comparativement à 52, 65 et 75 $US pour les trois scénarios proposés. Les avantages monétaires nets pour les trois scénarios, comparativement au scénario actuel, étaient respectivement de 4, 8 et 14 millions $US. Des comparaisons entre ces avantages monétaires et les pertes monétaires associées à la diminution de la production d'hydro-électricité ont été effectuées afin d'évaluer la pertinence des scénarios de gestion à l'étude. Toutefois, le modèle utilisé n'a pas permis d'effectuer de relations directes entre l'ensemble des gains des activités récréatives et la totalité des pertes d'énergie. Trois comparaisons différentes ont été effectuées pour chacun des scénarios. En comptabilisant les pertes monétaires liées uniquement aux pertes d'énergie pour l'ensemble de la vallée où se trouvent les barrages à l'étude, les gains nets annuels des scénarios étaient estimés respectivement à 1, 5 et 10 millions $US. Lors de la comparaison des gains des activités récréatives *versus* la perte d'hydro-électricité et la perte de capacité pour les réservoirs des barrages à l'étude, les deux premiers scénarios ont affiché des pertes nettes de 3 et 2 millions $US respectivement tandis que le dernier scénario a permis un gain net de 3,6 millions $US. Pour la dernière comparaison entre les avantages *versus* la perte d'hydro-électricité et la perte de capacité pour toute la vallée, les trois scénarios ont affiché des pertes nettes de 8,6, 8,2 et 2,9 millions $US respectivement. Selon Cordell et Bergstrom [1993], une meilleure estimation des avantages des usages de l'eau et des pertes (hydro-électricité) en

fonction des différents niveaux d'eau des barrages serait nécessaire afin de fournir un meilleur soutien décisionnel.

Les travaux de Wang *et al.* [1998] ont permis une analyse avantages-coûts des pratiques de gestion des bassins versants Ming-Hu et Ming-Tan (Taiwan). Ces bassins versants étaient principalement utilisés comme réservoirs pour la production hydro-électrique. Les activités agricoles, la déforestation et l'érosion naturelle des terres avaient pour principale conséquence de provoquer une sédimentation importante dans les réservoirs, ce qui se répercutait au niveau de la capacité des réservoirs, de la production hydro-électrique et de l'approvisionnement en eau. Les différentes pratiques de gestion à l'étude consistaient en la reforestation, la gestion des débits, le contrôle de l'érosion des terres agricoles et l'établissement de bandes riveraines. La comparaison de deux scénarios, avec ou sans pratique de gestion, avait permis l'estimation des effets de l'application de ces pratiques au cours des quinze dernières années. Les résultats ont été exprimés en fonction de la sédimentation annuelle prévue dans les bassins versants. Les avantages directs évalués étaient ceux associés à la production d'électricité et les avantages indirects à l'augmentation de la quantité, l'amélioration de la qualité de l'eau, la diminution des dommages causés par les inondations et l'amélioration des activités récréatives. Toutefois, seuls les avantages directs ont pu être estimés étant donné le peu de données disponibles pour l'évaluation des avantages indirects, des conséquences environnementales et sociales. Il en était de même pour les avantages et coûts indirects qui n'ont pas été comptabilisés. Donc, les avantages estimés étaient considérés comme un seuil minimum. Pour le bassin versant Ming-Hu, les ratios avantages-coûts calculés pour les périodes 1985-1995 et 1985-2010 étaient respectivement de 1,24 et 1,19. Ces résultats ont démontré l'efficacité économique des pratiques de gestion pour ce bassin pour les deux périodes. Par contre, pour le bassin Ming-Tan, les ratios calculés étaient respectivement de 0,65 et 1,10 pour les deux mêmes périodes. Pour la première période, les pratiques de gestion ont été jugées inefficaces d'un point de vue économique [Wang *et al.*, 1998]. Dans l'ensemble, ces résultats ont confirmé que les investissements associés aux pratiques de gestion ont amené des effets économiques positifs : amélioration de la pratique des

activités récréatives, diminution de la sédimentation dans les réservoirs et augmentation de la production d'hydro-électricité.

2.1.3 Politiques et réglementations environnementales

De façon générale, les objectifs des politiques environnementales peuvent se fonder sur l'équilibre des avantages et coûts (efficacité économique) ou s'appuyer sur des buts tels que la sécurité, la protection des écosystèmes ou l'atteinte de normes environnementales [Freeman, 2002]. L'analyse de l'efficacité des programmes et réglementations environnementales nécessite la comparaison des avantages et des coûts de la réduction des différents polluants [Matthews et Lave, 2000]. L'analyse avantages-coûts est le sujet d'une abondante littérature démontrant son utilisation dans l'instauration de politiques et réglementations environnementales et en voici quelques extraits.

2.1.3.1 Gestion de la pollution diffuse et ponctuelle

Holmes *et al.* [1999] ont évalué les avantages et les coûts pour confirmer l'efficacité de la législation *Champlain Special Designation Act* (1990). Le principal objectif de cette loi était la création d'un plan de protection du lac Champlain et de son bassin versant. Le phosphore avait été identifié comme l'élément le plus problématique pour la qualité de l'eau. Les sources de pollution étaient de type ponctuel (usines de traitement des eaux usées) et diffus (principalement l'agriculture). Les avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau du lac Champlain ont été évalués pour les principaux usages récréatifs de l'eau (activités nautiques, baignade et pêche) et les aspects esthétiques pour les résidents et visiteurs. Quatre stratégies de réduction du phosphore ont été analysées : deux premières stratégies permettant l'atteinte des critères de 0,5 et 0,8 mg/l de phosphore pour les rejets des stations de traitement de rejets ponctuels, troisième stratégie pour la réduction des sources ponctuelles et diffuses pour l'atteinte du critère de qualité de l'eau du lac d'un point de vue coût-efficacité et, finalement, stratégie de réduction des rejets diffus urbains et ponctuels. La stratégie de réduction du phosphore pour les sources ponctuelles et diffuses a été la plus efficace pour l'atteinte des critères

de qualité de l'eau. La méthode du transfert de bénéfices a été utilisée pour l'estimation des avantages monétaires et ces derniers variaient entre 13 et 63 millions $US par année. Les dépenses liées aux activités récréatives sur le bassin ont été évaluées à 123 millions $US pour la saison estivale. La méthode des coûts évités a permis une estimation des bénéfices pour les propriétés riveraines à environ 43 millions $US. Les coûts de ce scénario de gestion ont été évalués à 7 millions $US par année, soit environ 33 % pour la pollution diffuse agricole et 67 % pour la pollution ponctuelle. Ces résultats, quoique préliminaires, ont démontré que les avantages monétaires étaient supérieurs aux coûts impliqués dans ce scénario. Selon Holmes *et al.* [1999], d'autres recherches seraient nécessaires afin de préciser les coûts de la protection et de la restauration, les avantages directs ou les coûts évités de l'amélioration de la qualité de l'eau.

Les travaux d'ADI Nolan Davis et Gardner Pinfold Consulting [1996] ont démontré l'efficacité économique d'une politique de protection de la qualité de l'eau mise en place dans certaines régions de Terre-Neuve. Les avantages considérés étaient de quatre types : réduction des coûts de traitement de l'eau, protection de la santé publique, approvisionnement en eau potable de haute qualité et augmentation de la sécurité entourant l'approvisionnement en eau potable. Les coûts considérés étaient ceux de la protection de l'environnement, les coûts d'opportunité, les coûts du maintien et de l'exécution de la politique. Les valeurs monétaires associées aux activités récréatives (pêche, navigation, baignade et autres) ont été comptabilisées comme un coût d'opportunité de protection de l'environnement. En l'absence de protection, on avait prévu une augmentation de la pratique des activités récréatives. Les revenus associés aux activités récréatives étaient considérés comme une dépense. Les coûts d'opportunité ont été obtenus à l'aide d'un transfert de bénéfices étant donné l'absence de données existantes. Quatre cas de figure représentant différentes régions géographiques de la province ont été utilisés lors de l'analyse. Les valeurs des ratios avantages-coûts calculés se situaient entre 2 et 18 et les avantages monétaires obtenus par les coûts de traitement évités variaient entre 623 000 $CAN et 17,8 millions $CAN et les coûts de la politique entre 136 000 $CAN et 1,6 millions $CAN. Selon ADI Nolan Davis et Gardner Pinfold Consulting [1996], les analyses effectuées

ont démontré l'efficacité économique de la politique de protection de la qualité de l'eau appliquée dans certaines régions de Terre-Neuve. Ces résultats ont permis d'entrevoir l'application de la politique pour l'ensemble de la province.

Lyon et Farrow [1995] ont aussi effectué une autre analyse économique des avantages et des coûts des programmes du *CWA* et ce, pour l'ensemble des États-Unis. En dépit de l'importance de ces programmes de contrôle de la pollution de l'eau, peu d'analyses de type avantages-coûts avaient été effectuées. L'évaluation contingente a été utilisée pour déterminer le consentement à payer des ménages pour l'eau de bonne qualité. Pour cette étude, les usages de l'eau concernés par les changements de la qualité étaient de types municipal, commercial, récréatif de même que la présence d'une faune et flore sauvages. Le peu de données de qualité de l'eau disponibles et la relation incertaine avec les usages de l'eau ont rendu l'estimation des avantages quelque peu imprécise. Les valeurs obtenues étaient respectivement de 5 et 11 milliards $US pour les deux objectifs de qualité de l'eau choisis. Plusieurs scénarios de gestion ont été évalués. L'estimation des coûts pour le contrôle de la pollution ponctuelle était basée sur l'évaluation des coûts des usines de traitement de l'eau et ceux de la pollution diffuse sur des estimations des pratiques de gestion agricole. Les coûts pour l'ensemble des scénarios envisagés variaient entre 10 et 21 milliards $US. De façon générale, les coûts étaient plus importants que les bénéfices : les ratios avantages-coûts variaient entre 0,25 et 1,16. Toutefois, plus du tiers des états possédaient des avantages monétaires plus importants que les coûts. Même avec des limitations sur l'utilisation de données, les coûts des programmes du *CWA* tels que proposés étaient plus importants que les avantages mesurés par le consentement à payer. Cette affirmation ne signifiait pas que les programmes n'avaient pas été efficaces mais servait simplement à mettre en évidence que certains programmes auraient pu être mieux ciblés selon la problématique observée. Il semblait essentiel d'établir des relations entre l'application des programmes et la qualité de l'eau.

2.1.3.2 Gestion de la pollution diffuse

La baie de Chesapeake est l'un des plus important estuaire au monde[5]. 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 km^2. 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, *Clean Water Act*, depuis son entrée en vigueur jusqu'en 1996. 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.

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 de la rivière South Platte. Le bassin versant de cette rivière se situait dans les états du Nebraska, Wyoming et Colorado.

[5] http://www.chesapeakebay.net/ page consultée le 25 septembre 2002.

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. Les principales mesures de la politique à l'étude consistaient en la restauration de la végétation des berges de la rivière par l'achat ou la location de terres agricoles le long de la zone à l'étude ainsi que l'achat d'eau chez les producteurs agricoles pour augmenter le volume d'eau dans la rivière. 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 se situait entre 20,50 et 21,65 $US par ménage et par mois, ce qui donnait des avantages annuels totaux pour la région à l'étude estimés entre 19 et 71 millions $US. Les coûts de la restauration de l'écosystème étaient, pour leur part, estimés à environ 13,4 millions $US, soit 12,3 millions $US pour la transformation de terres agricoles en bandes riveraines et 1,1 million $US pour les eaux provenant des agriculteurs. Ces coûts représentaient moins de la moitié de l'estimation des bénéfices la plus conservatrice. 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. Les résultats préliminaires présentés nécessitaient toutefois une analyse plus fine de tous les avantages résultant de l'amélioration de la qualité de l'eau, et ce afin d'obtenir un portrait complet de l'ensemble des aspects de la politique à l'étude.

2.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'ANALYSE

L'utilisation d'un modèle de qualité de l'eau en association avec une méthode d'évaluation contingente pour une analyse avantages-coûts est plutôt exceptionnelle. Cette approche offre des avantages et des désavantages comparativement à une approche plus traditionnelle [Eisen-Hecht et Kramer, 2002]. Le principal avantage provient de la flexibilité offerte pour la comparaison des avantages et des coûts pour différents scénarios de gestion de la qualité de l'eau. Selon McDonald et Johns [1999], les avantages de l'intégration d'une analyse avantages-coûts dans le cadre d'une évaluation d'un projet de restauration et de protection de bassins versants sont : (i) une

meilleure compréhension des avantages et des coûts : (ii) une mise en perspective des aspects politiques importants et (iii) un équilibre au niveau des intérêts des diverses parties impliquées.

L'analyse avantages-coûts facilite la prise de décision en utilisant une mesure commune (valeurs monétaires) des impacts de la problématique à l'étude. Cette technique peut ainsi établir d'importants principes en fournissant des données économiques, techniques et démographiques acceptables offrant des éléments de discussion. Cette analyse constitue un outil d'aide à la décision qui prend en compte les différents impacts du projet à l'étude. Elle permet de rassembler les données techniques et économiques essentielles à une évaluation du projet à l'étude. Ce type d'analyse devient très attrayant par le traitement d'une grande quantité d'information et la production d'une synthèse de la situation de façon à améliorer la prise de décision [Schulze, 1994].

Selon Carson [2000], l'essentiel de cette analyse économique est de comparer tous les avantages de l'action proposée à tous les coûts. On considère ainsi qu'un projet passe le test avantages-coûts lorsque la somme de tous les avantages est plus importante que la somme de tous les coûts. Cependant, l'évaluation monétaire des avantages constitue pour plusieurs une des limites de ce type d'analyse. En effet, les difficultés associées à l'évaluation des avantages intangibles (données non disponibles, bien non marchand) rendent l'estimation des avantages totaux imprécise. Dans la mesure du possible, tous les avantages identifiés doivent faire l'objet d'une évaluation monétaire [Tietenberg, 2000].

L'analyse avantages-coûts ne réalise qu'une prise en compte infiniment partielle de la valeur des bénéfices rendus par la nature. Elle ne peut rendre compte que des bénéfices qui entrent dans le champ social au moment de l'analyse [Réverêt *et al.*, 1990]. Elle est donc impropre à fonder une décision susceptible d'entraîner un choix irréversible dans le futur. Cet outil d'aide à la décision n'est pas un mécanisme permettant d'obtenir une seule et unique réponse à l'évaluation effectuée.

Les méthodes d'évaluation et l'analyse avantages-coûts ne sont appropriées qu'à des décisions impliquant des biens ou des services qui font l'objet de préférence de la part des personnes telle que la valeur esthétique d'un beau paysage [Faucheux et Noël, 1995]. Ainsi, la révélation de ces préférences sous la forme d'un consentement à payer revêt une importance car elle traduit une véritable demande pour ce bien ou ce service. On doit alors faire l'hypothèse que les marchés expriment correctement la valeur des biens et que les personnes sont capables d'accorder une valeur représentative par l'entremise de l'évaluation contingente.

Comme il est présenté à l'annexe A, il semble qu'il n'y ait pas de méthodes qui soient une panacée. En fait, la variété des méthodes reflète la diversité des situations où l'évaluation environnementale est nécessaire. Selon Lanoie *et al.* [1995], aucune des méthodes n'est simple d'application et elles sont toutes sujettes à un certain degré de discussion. Les méthodes directes supposent l'identification d'une certaine relation dose-réponse entre les dommages environnementaux et la productivité d'un milieu; relation qui ne fait pas nécessairement consensus dans le milieu scientifique. Pour sa part, la méthode contingente peut provoquer des biais d'ordre stratégique ou hypothétique difficiles à éviter. Enfin, il faut bien garder à l'esprit que ces études servent d'aide à la décision et laissent une large place au jugement. Malgré les imperfections et imprécisions soulevées, il semble qu'il faut persister à utiliser ces méthodes d'évaluation.

Selon Garrod et Willis [1999], le choix de la méthode d'évaluation des avantages environnementaux dépend d'un certain nombre d'éléments : les objectifs de l'étude, les valeurs économiques particulières nécessaires, l'acceptabilité des hypothèses de travail, l'importance attachée aux erreurs particulières, la conformité de la méthode avec la théorie et les applications particulières, la robustesse de l'estimation des bénéfices, la vérification de l'identification précise de la population et des avantages estimés pour les individus et enfin la représentativité ou transposition pour le reste de la population.

Les principaux obstacles à l'application de ce type d'analyse sont les coûts élevés et le temps nécessaire à la réalisation de l'étude d'évaluation contingente nécessaire pour

l'évaluation des avantages monétaires [Morgan et Owens, 2000]. Selon Schleiniger [1999], un des problèmes de l'analyse avantages-coûts est justement la monétarisation de tous les effets de la mise en place d'une politique ou d'un projet plus particulièrement d'un point de vue écologique. Les études originales d'estimation des avantages et des coûts de politiques ou réglementations environnementales sont souvent impossibles à effectuer. Une des solutions possibles est l'application d'un transfert de bénéfices par lequel les données d'une étude sont appliquées à une nouvelle étude. Plusieurs études ont démontré qu'une telle façon de faire peut s'avérer une bonne solution [Rosenberger et Loomis, 2000]. Néanmoins, il est nécessaire d'effectuer plus de recherche afin d'améliorer les techniques d'obtention de données monétaires tant au niveau de la précision de ces dernières que pour les méthodes d'acquisition [Cordell et Bergstrom, 1993].

Selon Lyon et Farrow [1995], les limitations de l'analyse avantages-coûts spécifique à la ressource eau nécessitent davantage de recherche pour plusieurs aspects : (i) amélioration des relations entre les données, les éléments à l'étude, les coûts et l'amélioration de la qualité de l'eau ; (ii) évaluation accrue de l'augmentation des coûts et des avantages des pratiques de réduction de la pollution et (iii) perfectionnement des analyses économiques (évaluation contingente et autre) pour l'obtention des avantages monétaires liés à la qualité de l'eau. Ces informations additionnelles pourraient guider l'élaboration et l'évaluation de politiques, réglementations ou projets environnementaux.

Même avec toutes les hypothèses utilisées et les restrictions de l'analyse avantages-coûts, cette dernière fournit un cadre général de référence pour l'évaluation de projets ou de réglementations [Yadav et Wall, 1998]. Conséquemment, il faut utiliser les résultats obtenus dans une perspective plus générale en tenant compte de la problématique à l'étude et en conjonction avec le jugement des responsables [Réverêt *et al.*, 1990].

2.3 SYNTHÈSE

Un tour d'horizon de plusieurs cas de figure démontrant l'utilisation de l'estimation des avantages et l'analyse avantages-coûts a permis de démontrer l'importance de ces outils d'aide à la décision pour l'évaluation de la rentabilité des projets et réglementations environnementales. L'analyse avantages-coûts améliore le processus de prise de décision en offrant une méthode systématique pour l'étude de problématiques environnementales à l'aide d'éléments scientifiques et économiques.

Les méthodes d'estimation des avantages monétaires des usages de l'eau sont nombreuses. Le choix d'une méthode s'effectue en fonction des besoins et des objectifs du projet à l'étude. L'évaluation contingente a semblé être la méthode la plus utilisée. En déterminant le consentement à payer, elle précise la valeur accordée à un bien ou service par les personnes concernées par l'étude. L'utilisation du transfert de bénéfices est également assez répandue. Cependant, ce transfert doit se faire avec des données représentatives de l'étude en cours. Pour l'ensemble des études présentées, des recherches plus approfondies étaient souhaitées afin de prendre en compte un plus grand nombre d'aspects monétaires et ainsi être plus précis dans les conclusions apportées.

L'utilisation de l'analyse avantages-coûts pour l'évaluation de projets environnementaux a servi à déterminer la pertinence de leur réalisation en précisant les avantages monétaires et les coûts de réalisation de tels projets. La réalisation d'une analyse avantages-coûts pour l'évaluation de futures politiques ou de politiques existantes a également permis de démontrer la pertinence d'effectuer de telles analyses. L'analyse avantages-coûts semble donc être l'approche désignée par plusieurs pour l'évaluation de projets et de réglementations touchant l'environnement. Plus on fera de telles études, plus il y aura de chances d'en arriver à un consensus autour de certaines façons de faire et certaines valeurs à utiliser. Enfin, il faut bien garder à l'esprit que ces études servent à la décision et laissent une large place au jugement.

L'incertitude associée aux données joue un rôle important car des modifications aux valeurs utilisées dans l'analyse peut convertir des ratios avantages-coûts supérieurs à l'unité en ratios inférieurs à l'unité. Une meilleure information reliant les améliorations de la qualité de l'eau attendues (avantages) semble nécessaire pour la planification de programmes efficaces. Même en présence de données peu représentatives, les résultats de l'analyse fournissent un ordre de grandeur des avantages obtenus dans le cadre d'une étude de faisabilité. L'analyse de sensibilité est une façon de valider l'exactitude des avantages estimés. Cela permet d'avoir une idée sur la fiabilité des données obtenues par l'analyse.

3. DÉVELOPPEMENT DE LA MÉTHODE

Ce chapitre présente la méthode d'analyse avantages-coûts de la récupération potentielle et de l'amélioration des usages de l'eau suite à l'application de scénarios de gestion agricole ainsi que son intégration à GIBSI. La figure 3.1 illustre les cinq étapes de la méthode développée : (i) définition de la problématique et des usages de l'eau; (ii) simulation de la qualité de l'eau; (iii) évaluation des avantages monétaires; (iv) calcul des coûts des scénarios de gestion et, (v) calcul du ratio avantages-coûts du scénario.

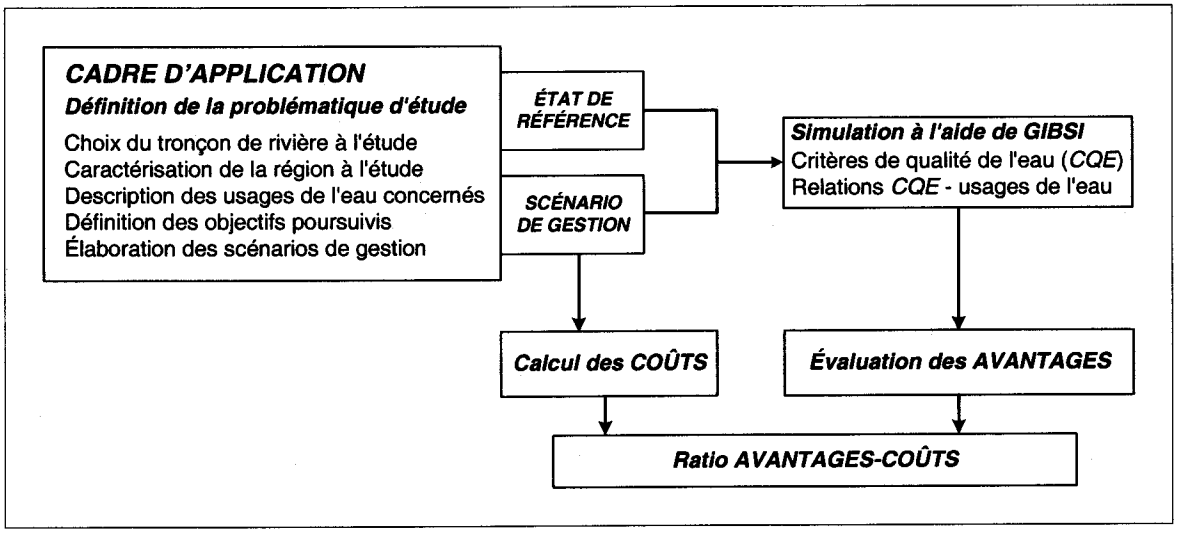

Figure 3.1 Méthode proposée d'analyse avantages-coûts

3.1 DÉFINITION DE LA PROBLÉMATIQUE ET DES PARAMÈTRES D'INTERVENTION

La première étape consiste au choix et à la caractérisation de la région d'intérêt ainsi qu'à la description des usages de l'eau actuels ou potentiels. Cette phase comprend aussi la détermination de la problématique et des paramètres d'intervention. Concrètement, elle nécessite l'identification et la caractérisation d'une région et d'un ou des tronçon(s) de rivière problématique(s) où il est souhaitable de récupérer ou améliorer le potentiel d'usage de l'eau. La définition des paramètres d'intervention sert à déterminer quels sont les objectifs à atteindre en matière de qualité de l'eau et de récupération ou amélioration du potentiel des usages de l'eau retenus. Vient ensuite l'élaboration proprement dite des scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole nécessaires aux simulations mathématiques à l'aide de GIBSI.

3.1.1 Choix et description des usages de l'eau

Dans le cadre de cette recherche, les usages de l'eau retenus sont classés en quatre catégories : usages à *contact primaire* (baignade et activités de plage et kayak), usages à *contact secondaire* (canot et pêche), usages à *contact visuel* (camping, parc, pique-nique, pistes cyclables et sentiers pédestres) et approvisionnement en *eau potable.* Ces catégories sont établies selon la nature du contact entre l'utilisateur et le milieu et s'inspirent en grande partie de celles utilisées par Simoneau *et al.* [1998]. Cette classification est nécessaire afin d'identifier les critères de qualité de l'eau (*CQE*) applicables à certains usages. Par exemple, les usages de type *contact primaire* (*i.e.* contact direct et prolongé) sont caractérisés à l'aide des propriétés esthétiques, bactériologiques et organoleptiques de l'eau. Le *CQE* pour les aspects esthétiques touchant ces usages concerne l'eutrophisation du cours d'eau et est caractérisé par la concentration en phosphore qui ne doit pas dépasser 0,03 mg/l P pour les rivières [MENV, 1992]. Pour le MENV [2002], l'atteinte ou la conservation de ce *CQE* représente le maintien ou l'amélioration du potentiel de l'usage de l'eau pour le tronçon à l'étude.

3.1.2 Inventaire des sites pour divers usages de l'eau

L'inventaire des sites des divers usages de l'eau fournit un répertoire des endroits où certains usages de l'eau sont possibles afin de déterminer quelles sont les zones potentielles d'intervention. Le potentiel d'un site pour son usage de l'eau se détermine par le respect des *CQE* gouvernant cet usage. Un site se définit comme l'endroit où l'on trouve un usage de l'eau, c'est-à-dire sa localisation géographique. L'inventaire des sites n'est pas définitif car, au cours du temps, des changements peuvent survenir (nouvelles possibilités, abandons et changements des usages existants). Cet inventaire débute par la compilation des sources disponibles concernant les usages de l'eau. Parmi les sources répertoriées, on retrouve habituellement : les cartes topographiques, les cartes et dépliants touristiques ainsi que les sites Internet de diverses activités récréatives des régions à l'étude (voir section 3.5.1).

3.1.3 Relations usages - qualité de l'eau

Tel que mentionné précédemment, pour être en mesure de déterminer l'impact de la qualité de l'eau sur la récupération ou l'amélioration du potentiel d'un usage de l'eau, il faut définir des liens entre les *CQE* et l'usage de l'eau considéré. Cette étape de l'analyse correspond à l'utilisation de GIBSI. C'est en comparant les résultats des valeurs simulées des paramètres de qualité de l'eau avant (état de référence) et après l'application des scénarios de gestion que l'on peut statuer sur les changements des concentrations des paramètres de qualité de l'eau gouvernant les usages de l'eau.

Pour chacun des types d'usage de l'eau à l'étude, des relations sont identifiées entre les *CQE* et l'usage lui-même (voir tableau 3.1). Par exemple, pour la baignade et les activités de plage (activités à contact *primaire*), le *CQE* à respecter est de 200 UCF/100 ml [Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998]. Ainsi, à l'aide des résultats de simulation pour le scénario à l'étude, il est possible de déterminer si, pour la baignade, le *CQE* sera respecté et aussi d'obtenir une probabilité de dépassement du critère pour une période donnée (voir section 3.2.2). Cette dernière donnée sert à déterminer le nombre total de jours où l'activité à l'étude est possible afin de permettre l'évaluation économique de l'amélioration ou de la récupération potentielle de l'usage de l'eau. Pour

la pêche, et ce en première approximation, seule la relation entre les *CQE* et les critères esthétiques est retenue pour déterminer la pratique de l'activité. Les relations entre les *CQE*, la biomasse présente et la qualité des habitats aquatiques dans les cours d'eau sont difficiles à établir et sont particulières à chacun des cours d'eau. L'établissement de telles relations nécessite une connaissance assez précise des espèces de poissons présentes, de l'influence de la qualité de l'eau sur la biomasse et des aspects hydrauliques du cours d'eau. Compte tenu du contexte de généralisation du projet d'étude et des résultats fournis par GIBSI, de telles relations ne peuvent être établies à ce stade de développement du système informatisé.

Tableau 3.1 Relations entre les types d'usage de l'eau et la qualité de l'eau

Types d'usage de l'eau	Description de la relation
Activités à contact primaire	
Baignade et activités de plage	Respect ou non des *CQE*
Kayak	
Activités à contact secondaire	
Canot	*CQE* et *aspects esthétiques* associés
Pêche	à la pratique du canot et de la pêche
Activités à contact visuel	
Camping	*CQE* et *aspects esthétiques* pouvant être
Parc	impliqués dans la pratique de ces activités
Pique-nique	
Pistes cyclables	
Sentiers pédestres	
Approvisionnement	
Eau potable	Respect ou non des *CQE*

3.2 IMPACT SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

La seconde étape de la méthode comprend la simulation de la qualité de l'eau à l'aide de GIBSI. La comparaison entre les résultats simulés des paramètres de qualité de l'eau d'un état de référence avec les résultats d'un scénario de gestion de la pollution diffuse agricole permet de vérifier si le scénario défini rend possible l'amélioration ou la récupération du potentiel des usages de l'eau. Les résultats des simulations pour une période de temps donnée (ex. : l'été), sont utilisés pour évaluer les probabilités de dépassement des *CQE* du tronçon auquel est associé un usage de l'eau choisi. À noter que pour certains paramètres de qualité de l'eau, il faut de plus apporter un jugement sur la détérioration esthétique des plans d'eau (propriétés visuelles et olfactives), ce que la modélisation ne permet pas en ce moment [Rousseau *et al.*, 2002]. Cette vérification se fait par une visite sur les lieux où l'on examine la présence de nuisances (ex. : prolifération de plantes en suspension ou enracinées).

3.2.1 Choix du modèle hydrologique

Dans un contexte de gestion intégrée de l'eau par bassin versant, on doit, avant d'implanter des programmes d'interventions de contrôle, comparer les alternatives d'intervention et distinguer la contribution des différents types de pollution aux problèmes de qualité de l'eau [Villeneuve *et al.*, 2001]. Si on a l'intention d'identifier des interventions prioritaires de contrôle de la pollution diffuse ou ponctuelle, le recours à la modélisation mathématique des processus physico-bio-chimiques responsables du transport et du devenir d'un polluant représente une alternative intéressante aux méthodes traditionnelles qui, pour leur part, reposent sur la seule expertise et les préoccupations des décideurs .

Les systèmes de modélisation intégrée (*SMI*) permettent de simuler l'ensemble des processus physico-bio-chimiques responsables de l'évolution de la qualité de l'eau sur un bassin versant. Il existe présentement plusieurs *SMI* qui sont utilisées pour l'étude des aspects quantitatif et qualitatif de la ressource eau. On pense ici à GIBSI [Mailhot et al., 1997; Rousseau *et al.*, 2000c; Villeneuve *et al.*, 1998b], WaterWare [Fedra and

Jamieson, 1996; Jamieson and Fedra, 1996a,b], BASINS3 [Di Luzio *et al.*, 2003; Meyers *et al.*, 2001], MIKE SHE [Refsgaard et Storm, 1995] et WARMF [Chen *et al.*, 1996; 1997; 1999]. Chaque *SMI* peut être caractérisé en fonction de son usage, des options de simulation, des outils de gestion des attributs spatiaux ainsi que par leurs limites et avantages. Une description détaillée de l'ensemble de ces systèmes, est présentée dans Rousseau *et al.* [2003]. Dans leur version actuelle, aucun des systèmes n'est muni de fonctionnalités permettant de caractériser statistiquement les résultats simulés sous la forme de probabilité de dépassement et de distinguer explicitement la contribution de la pollution diffuse aux problèmes de qualité de l'eau. De plus, BASINS3 et WARMF n'offrent pas de modules de gestion agricole permettant de générer des scénarios de productions animales ou de pratiques de conservation des sols et de fertilisation agro-environnementales. Le *SMI* retenu est GIBSI, il a tous les éléments de base pour relever le défi de cette recherche. GIBSI s'avère le seul système capable d'aborder la problématique québécoise de la gestion par bassin versant de la pollution diffuse agricole.

3.2.1.1 Système de modélisation intégrée GIBSI

GIBSI est un outil permettant la simulation des principaux processus hydrologiques affectant l'évolution quantitative et qualitative de l'eau d'un bassin versant [Mailhot *et al.*, 1997; Villeneuve *et al.*, 1998b; Rousseau *et al.*, 2000a,b]. Le tableau 3.2 présente les principales caractéristiques du modèle GIBSI. Les modèles mathématiques de GIBSI permettent la simulation de l'hydrologie, de l'érosion des sols, du transport et du devenir de l'azote, du phosphore et des pesticides, et de la qualité de l'eau en rivière et en lac. À l'aide de bilans de masse, de quantité de mouvement et d'énergie mécaniste (et quelques relations empiriques et phénoménologiques), il est possible d'évaluer les impacts sur l'eau de différents scénarios d'intervention tout le long du réseau hydrographique.

Du point de vue de la gestion des bassins versants, GIBSI permet d'élaborer des scénarios d'usage de l'eau et de l'utilisation du territoire à l'aide des modules de gestion suivants : (i) ouvrages hydrauliques (ex. : ajout ou retrait d'infrastructures hydrauliques, modification des règles d'opération ces infrastructures); (ii) aménagement du territoire

(ex. : changements d'occupation du sol, analyse de schémas d'aménagement, *etc.*); (iii) rejets ponctuels (ex. : ajout ou retrait de rejets ponctuels urbains et industriels, modifications des caractéristiques de ces rejets) et, (iv) pollution diffuse d'origine agricole (ex. : modification des systèmes de production animale - cheptel et mode d'épandage des fumiers et lisiers - des productions végétales et pratiques culturales et règles de fertilisation des sols). Pour une description détaillée du système informatisé, il faut se référer à Rousseau *et al.* [2000c]. La philosophie d'utilisation d'un *SMI* tel GIBSI est celle nécessitant la détermination d'un état de référence (scénario de base) pour être en mesure de faire une comparaison relative ou absolue avec un scénario de gestion. Les différences observées entre les deux scénarios vont ensuite permettre d'établir quels sont les changements découlant de l'application du scénario de gestion.

3.2.2 Probabilités de dépassement des *CQE*

À l'aide de chroniques météorologiques et de divers scénarios d'intervention, GIBSI permet le calcul des probabilités de dépassement des critères de qualité de l'eau sur chacun des tronçons de rivière [Rousseau *et al.*, 2002a,b]. Cette approche permet de caractériser la prise de décision en fonction du nombre moyen de jours de dépassement, ce qui peut être plus utile que d'interpréter un scénario sur la base d'une période de retour annuelle. Ainsi, pour une période donnée de l'année (ex. : saison estivale), on détermine la probabilité de dépassement du *CQE* pour l'usage de l'eau à l'étude de la façon suivante :

$$P\left([\,X\,] > CQE \right) = 1 - F_{[X]}\left([\,CQE\,] \right) \qquad (1)$$

où $[\,X\,]$ représente la concentration du polluant visée (résultant des charges diffuses et ponctuelles du polluant découlant d'un scénario d'intervention donné) et $F_{[X]}(CQE)$ est la valeur cumulative de la fonction de densité de probabilité de $[X]$ évaluée à la valeur du *CQE*. À partir de cette caractérisation, on pourra calculer le nombre de jours où le *CQE* visé n'est pas satisfait.

Tableau 3.2 Caractérisation du système de modélisation intégrée GIBSI

Concepteur / Distributeur	Université du Québec, INRS-Eau (J.-P. Villeneuve : 418-654-2575 ou jpv@inrs-eau.uquebec.ca)
Contexte d'utilisation	• Consultation et examen de données environnementales • Évaluation des impacts, sur la qualité et la quantité de l'eau d'un bassin versant, de différents scénarios de gestion de réservoirs, de rejets ponctuels, de pratiques agricoles et d'usage de l'occupation du sol
Cas d'application	Bassin versant de la rivière Chaudière (6680 km^2)
Bibliographie disponible	Plusieurs publications en français et en anglais
Plate-forme d'utilisation	WindowsNT
Composantes	• Interface graphique de l'usager • Base de données • Pilote • Modèles de simulation • Modules de gestion • Outils de gestion et d'analyse des données spatiales et attributs (SIG, GRASSLAND; SGBD, ACCESS)
Processus modélisés et modèles utilisés	**Modèles de simulation** • Cycle de l'eau - hydrologie - HYDROTEL • Érosion hydrique - USLE (adapté au pas de temps journalier) • Cycle et transport de polluants agricoles (azote, phosphore, pesticides) - SWAT/EPIC (adapté) • Qualité de l'eau (rivière, lac) - QUAL2E (adapté au régime hydraulique transitoire) **Modules de gestion** • Gestion de réservoirs • Gestion de rejets ponctuels • Gestion de pratiques agricoles • Gestion d'usage de l'occupation du sol
Limitations liées aux techniques de modélisation	• Absence de modèle de croissance des plantes • Absence de modèle de simulation des eaux souterraines
Données d'entrées	• **Données géographiques matricielles** (MNA, occupation du sol) et vectorielles (limites des municipalités, limites du bassin et des sous bassins, réseau hydrographique, polygones pédologiques, localisation des villes, réservoirs, rejets ponctuels, stations météorologiques, stations hydrométriques et stations de qualité de l'eau) • **Données attributs des données géographiques** (ex. : pour les rejets ponctuels caractéristiques des rejets, pour les municipalités population, cheptel et types de rotation des cultures) • **Données liées aux modèles de simulation** (conditions limites et initiales, unités de calcul, paramètres des modèles)
Données de sortie / Variables de décision	• Débits en rivière • Température de l'eau • **Charge et concentration** coliformes fécaux — sédiments OD — DBCO P dissous — P particulaire N organique particulaire — N-nitrate N-nitrite — N-ammoniaque et pesticides

3.3 ÉVALUATION DES AVANTAGES MONÉTAIRES

L'évaluation des avantages économiques provenant de la récupération potentielle d'un usage de l'eau constitue la troisième étape de la méthode. Les méthodes d'évaluation des avantages se concentrent sur la détermination du gain ou de la perte monétaire qu'un individu peut encourir suite à une amélioration ou une dégradation de services fournis par les ressources naturelles. La méthode proposée est une adaptation du cadre de travail développé par la *Foundation for Water Research* [FWR, 1996]. Son objectif est d'évaluer les avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau pour ensuite permettre une analyse avantages-coûts. Le principe de base de la méthode du *FWR* est le transfert des bénéfices qui permet de réduire les coûts et le temps associés aux études économiques. Selon Brookshire et Neil [1992] : *le transfert de bénéfices est l'utilisation de valeurs obtenues dans un contexte analogue, mais en un autre lieu et à un autre moment.* Ce cadre de travail est une approche pragmatique permettant la réalisation d'analyse avantages-coûts [Brouwer, 2000]. Le transfert de bénéfices est souvent la seule façon d'obtenir des valeurs monétaires lorsque les données ne sont pas disponibles et que les ressources financières et humaines sont insuffisantes pour réaliser une étude d'évaluation à grande échelle [Barbier *et al.*, 1997]. C'est la procédure de travail qui a été retenue pour la présente étude. Les données de l'étude sur *L'importance de la nature pour les Canadiens : Les avantages économiques des activités reliées à la nature* ont rendu possible le transfert de bénéfices [Environnement Canada, 2000; 1999]. Ce sont les données pour le Québec qui ont été utilisées. Seuls les avantages environnementaux seront comptabilisés, les avantages socioéconomiques n'étant pas pris en compte. Selon l'état actuel de nos connaissances, aucune étude concernant les avantages, les usages et la qualité de l'eau n'a été faite à l'échelle du bassin versant au Québec.

3.3.1 Transfert de 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. En effet, 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 et cela permet une prise de décision rapide [Brouwer, 2000].

Dans ces situations, l'analyste prend des résultats ou des données d'un contexte d'une ou plusieurs études antérieures (définies en fonction 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].

3.3.1.1 Transfert de bénéfices

Pour Podar *et al.* [2000], « le transfert de bénéfices est la pratique par laquelle on adapte une estimation de valeur économique de qualité ou de changement de qualité pour une ressource environnementale pour évaluer un changement proposé pour une autre ressource similaire ». Le site pour lequel les estimés d'origine sont obtenus est souvent appelé le site d'origine (*study site*) et le site sous considération pour la nouvelle politique ou les changements est appelé le site d'accueil (*policy site*). Le côté attrayant de cette méthode est qu'il permet à l'analyste d'obtenir une idée de l'importance des avantages et des coûts environnementaux sans le temps et les dépenses nécessaires pour une nouvelle étude [Crutchfield *et al.*, 1995; 1997].

Il paraît légitime de vouloir réutiliser des informations existantes, mais ce transfert ne doit pas se faire à n'importe quelle condition. En matière de valorisation des bénéfices de protection de l'environnement, l'alternative est souvent la non-prise en considération de ces informations, faute de disposer d'une quelconque indication de leur valeur [Desaigues et Point, 1993].

3.3.1.2 Catégories de transfert de bénéfices

Les transferts de bénéfices peuvent se diviser en trois catégories : le jugement et l'opinion d'experts, le transfert de valeurs fixes (surplus individuel) et la fonction de demande [Desaigues et Point, 1993; Bergstrom, 1996]. La *méthode du jugement d'expert* consiste à utiliser une valeur moyenne par type d'activité récréative, par personne et par jour. Cette valeur moyenne est estimée par des experts à partir d'un ensemble de données existantes. Pour la *méthode de transfert de valeurs fixes*, les bénéfices totaux au site de mesure sont estimés par l'agrégation de consentements à payer moyens obtenus dans des contextes analogues. Pour la *fonction de demande*, les modèles provenant des données du site d'étude sont utilisés avec les données de variables explicatives prises au site de mesure, et ce afin d'estimer autant la valeur par unité et les unités totales au site de mesure. Pour ce type de transfert, une équation est habituellement estimée pour décrire de quelle façon les mesures de bénéfices changent avec les caractéristiques de la population ou de la ressource à être évaluée [Podar *et al.*, 2000]. C'est sans doute la meilleure des procédures car il est préférable de transférer l'ensemble de la fonction de demande plutôt que le consentement à payer moyen. Kirchhoff *et al.* [1997] affirment que pour prendre en compte les différences entre les facteurs spécifiques au site, la plupart des auteurs sont d'accord que le transfert de fonction de demande ou de fonction de valeur est préférable au transfert direct de valeur unitaire moyenne.

3.3.1.3 Conditions d'un transfert correct des valeurs

Selon Brouwer et Spaninks [1999], il existe cinq critères pour l'obtention de transferts de bénéfices fiables : (i) études fondées sur des données adéquates, méthodes économiques solides et techniques empiriques correctes; (ii) sites d'étude avec populations similaires; (iii) bien environnemental et niveau de réserve similaire; (iv) sites similaires et, (v) marchés semblables à chaque site. Idéalement, le transfert ne pose aucun problème si l'on connaît, pour le site d'origine et le site d'accueil : la modification de l'actif naturel à valoriser, le vecteur des caractéristiques des ménages concernés (revenu, localisation, caractéristiques socioéconomiques, *etc.*), le vecteur des caractéristiques du site et des activités offertes par ce dernier et le prix des activités sur

les sites substituts et sur le site lui-même. Il suffirait d'appliquer le modèle défini pour le site d'origine aux données du site d'accueil.

Le problème est au niveau du nombre d'estimations des paramètres qui varie largement selon les études, et nombre d'entre elles n'estiment pas l'ensemble des paramètres nécessaires - le coût d'opportunité du temps de trajet est souvent omis par exemple. Les études se distinguent ainsi par la prise en compte ou non de l'incertitude. Certaines études calculent un prix d'option, d'autres simplement la variation présente du surplus. Il est nécessaire de recueillir un certain nombre de données sur le nouveau site afin de savoir quelles sont les variables clés caractérisant les individus affectés par le projet. Ces variables sont nécessaires pour déterminer la pertinence des données d'origine et les corrections qui pourraient s'imposer pour rendre le transfert valable.

Quelle que soit la méthode utilisée (*i.e.* jugement d'expert, transfert de valeurs fixes ou fonction de demande), la qualité des résultats obtenus dépend d'abord de la qualité de l'étude à laquelle sont empruntées les fonctions ou valeurs [Desaigues et Point, 1993]. Des données de qualité médiocre, des modèles mal spécifiés donneront des estimations de la demande incorrectes. Le processus du transfert de bénéfices introduit de nouvelles incertitudes et imprécisions. Il existe deux principales sources d'erreur dans ces estimations : l'erreur dans l'estimation des bénéfices au site d'origine et l'erreur associée au transfert de ces estimés au site de mesure [Crutchfield *et al.*, 1995]. Voici quelques-unes des principales erreurs commises lors de l'estimation des bénéfices au site d'étude : choix de la mauvaise forme pour la fonction de bénéfices, oubli de variables importantes dans la fonction de bénéfices, mesures incorrectes des variables et imprécision du processus aléatoire de production des données. Il existe aussi une autre source d'erreur dans le calcul des bénéfices sur le site de mesure : manipulation incorrecte des composantes aléatoires de la fonction d'évaluation, erreurs dans l'agrégation dans le calcul du groupe de moyennes des variables indépendantes et erreurs dans le calcul du nombre de ménages touchés et l'étendu du marché pour le service environnemental considéré.

Étant donné ces nombreuses sources d'erreur, le transfert de bénéfices sur le site de mesure doit se faire avec beaucoup d'attention dans l'évaluation des échanges entre

les différentes politiques et projets environnementaux. Malgré les limitations reconnues de la méthode de transfert de bénéfices, la technique est largement utilisée aux États-Unis afin de faciliter les analyses avantages-coûts des politiques et des projets affectant les ressources naturelles [Podar *et al.*, 2000].

3.3.2 Avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau

Pour chacun des usages de l'eau retenus, deux possibilités se présentent : (i) avantages environnementaux et, (ii) récupération ou amélioration du potentiel d'usage. La première possibilité représente le cas où la qualité de l'eau s'est améliorée sans toutefois satisfaire le *CQE* régissant l'usage. Le second cas est celui où l'amélioration de la qualité de l'eau est suffisante pour permettre l'usage de l'eau. La figure 3.2 résume les grandes étapes de l'évaluation des avantages monétaires associés aux usages de l'eau. Les équations utilisées pour l'estimation des avantages sont détaillées à la section B.1.2 de l'annexe B.

L'évaluation économique des avantages pour les différentes catégories d'activités récréatives débute par le calcul d'une *valeur monétaire des avantages* par jour d'activité. Lors de la dernière enquête sur l'importance de la nature pour les Canadiens [Environnement Canada, 2000], la valeur économique totale des avantages (consentement à payer) reliées à la nature a été calculée en effectuant la somme des avantages directs (surplus du consommateur) et des dépenses réelles consacrées à ces activités. Les principales catégories de dépenses considérées sont les suivantes : hébergement, transport, nourriture et équipement. Ainsi, la méthode de transfert de valeurs fixes (voir section 3.3.1.2) est celle utilisée pour l'obtention de valeurs monétaires permettant l'estimation des avantages liés à la récupération potentielle des usages de l'eau.

La taille de la population dans la zone d'étude peut être établie de deux façons : valeur prédéterminée par l'usager ou calcul de la population concernée par la superficie définie autour de la zone à l'aide d'un rayon et de la répartition de la population sur la zone. Par exemple, pour les activités de baignade (contact primaire), la superficie de la

zone d'étude considérée est d'environ 314 km^2 (un rayon de 10 km). À l'aide du taux de participation et du nombre de jours d'activité par participant, il est ensuite possible de déterminer le nombre total de jours pour l'activité.

En utilisant la probabilité de dépassement du *CQE* déterminée par GIBSI, on calcule le nombre de jours où l'activité est possible. Le nombre de jours où l'activité est possible et la probabilité de dépassement sont calculés pour la même période de temps. Finalement, l'estimation des avantages monétaires pour l'activité est possible. Cette estimation est effectuée à la fois pour le scénario de gestion agricole et l'état de référence. La comparaison des données monétaires permet de déterminer les avantages monétaires nets associés à l'amélioration de la qualité de l'eau suite à l'application du scénario de gestion.

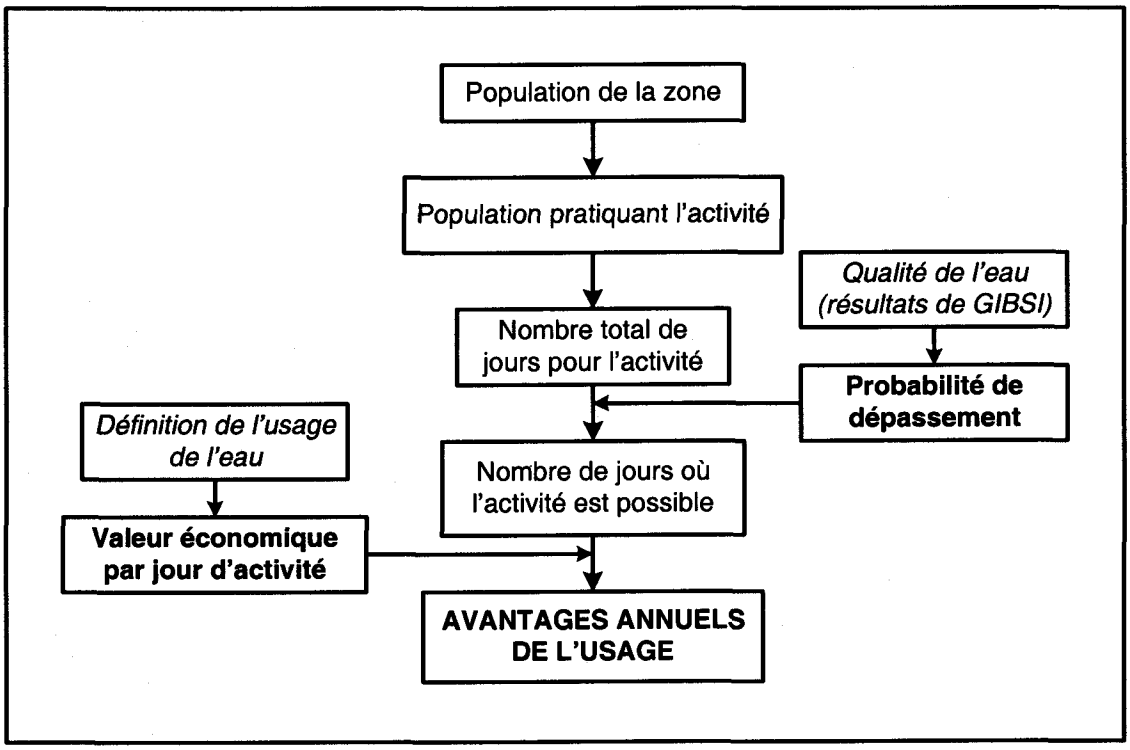

Figure 3.2 Estimation des avantages monétaires des usages de l'eau

3.4 CALCUL DES COÛTS DES SCÉNARIOS DE GESTION

Le calcul des coûts associés aux scénarios envisagés de gestion de la pollution diffuse forme la quatrième phase de la méthode. Les coûts sont comptabilisés pour tous les paramètres de gestion et correspondent uniquement à ceux impliqués dans les différents scénarios agricoles. Les méthodes de calcul des coûts sont différentes pour chacun des trois types de gestion considérés (production animale et mode d'épandage, production végétale et pratiques culturales et règles de gestion des fertilisants). Il faut noter que les coûts associés aux pratiques de conservation des sols offertes par GIBSI ne sont pas comptabilisés; car ceux-ci demeurent négligeables (labour perpendiculaire au sens de la pente) par rapport à l'état de référence (labour dans le sens de la pente). De plus, il est difficile de généraliser le calcul de ces pratiques car elles sont particulières à chacune des parcelles de culture.

La première étape du calcul des coûts des scénarios de gestion est commune à tous les types de gestion. Elle nécessite la caractérisation de la zone à l'étude : localisation, superficie, attributs agricoles, ... Le tableau 3.3 présente les éléments de calcul des coûts pour les différents types de gestion : productions animales, productions végétales et pratiques culturales et, règles de fertilisation.

3.4.1 Production animale

Les deux scénarios possibles sont le choix d'un mode d'épandage de fumiers et/ou de lisiers et les modifications apportées au cheptel. Pour les modes d'épandage, en fonction du ou des choix effectué(s), les coûts de l'épandage dépendent du volume des rejets (fonction des cheptels à l'étude) et des coûts du mode d'épandage choisi. Pour les scénarios de gestion du cheptel, les modifications possibles sont des diminutions ou des augmentations de la taille des populations animales exprimées en unité animale. Il faut calculer les coûts de production de même que les revenus associés. La différence entre les revenus et les coûts donne les bénéfices associés aux productions animales. Les diminutions de la taille des cheptels se traduisent par des pertes monétaires pour les agriculteurs. Ainsi, les coûts associés sont considérés comme des coûts

d'opportunité. Le coût d'opportunité peut être défini comme la différence monétaire entre une option de développement déterminée et l'option existante [Revéret *et al.*, 1990]. Donc, pour les scénarios touchant les cheptels, les pertes de bénéfices pour les agriculteurs seront comptabilisées comme étant les coûts du scénario de gestion. Cela représente le paiement ou la diminution de revenu nécessaire pour l'adoption du scénario de gestion de la pollution diffuse d'origine agricole [Eisen-Hecht et Kramer, 2002]. La comparaison des résultats des bénéfices de l'état de référence et du scénario de gestion définis permettra le calcul des coûts du scénario. L'influence de ces scénarios de gestion sur la productivité n'est pas considérée dans le calcul des coûts de contrôle de la pollution diffuse agricole.

3.4.2 Productions végétales et pratiques culturales

Les scénarios concernant les productions végétales comprennent deux classes de scénarios : types de rotation de culture et calendrier des pratiques culturales. Les productions végétales sont composées des plantes fourragères (foin, trèfle et luzerne), des céréales (avoine, blé et orge) et du maïs (maïs fourrager et maïs-grain). Comme pour les scénarios de gestion de la production animale (modifications au cheptel), les coûts des scénarios pour la production végétale sont calculés en tenant compte des bénéfices associés aux productions végétales. Les coûts des pratiques culturales sont inclus dans ceux des productions végétales. Pour le cadre d'application, des modifications au calendrier des pratiques culturales et des comparaisons entre différents scénarios de fertilisation (au semis, pré-semis, post-levée) pourront composer le scénario de contrôle de la pollution diffuse agricole.

Tableau 3.3 Calcul des coûts des types de gestion agricole

Type de gestion agricole	
PRODUCTION ANIMALE	**Mode d'épandage** : fumiers et lisiers
	Volumes de rejets
	Modes d'épandage
	Cheptel : bovins, porcins, volailles et autres
	Coûts de production
	Revenus de production
	Bénéfices associés au cheptel
PRODUCTIONS VÉGÉTALES ET PRATIQUES CULTURALES	
	Productions végétales et pratiques culturales
	Coûts de production
	Revenus de production
	Bénéfices des productions végétales
GESTION DES FERTILISANTS	
	Règles de gestion des fertilisants (9 règles)
	Volumes de rejets
	Modes d'épandage
	Coûts de l'épandage
	Taux engrais minéraux
	Superficie d'épandage
	Coûts de l'épandage
	Volumes de surplus
	Coûts de traitement
	Coûts du traitement

3.4.3 Gestion des fertilisants

Pour les scénarios de gestion des fertilisants, il existe neuf pratiques de gestion des fertilisants possibles, toutes en fonction des besoins agronomiques en azote (N) et en phosphore (P) : (i) appliquer les engrais de ferme; (ii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en azote et traiter les surplus; (iii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en phosphore et traiter les surplus; (iv) satisfaire la demande en azote et phosphore avec des engrais minéraux tout en appliquant les engrais de ferme; (v) appliquer les engrais de ferme et combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux; (vi) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en azote avec des engrais minéraux; (vii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en phosphore, combler le déficit en azote avec des engrais minéraux et traiter les surplus;

(viii) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et, (ix) appliquer les engrais de ferme selon la demande en azote, combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et traiter les surplus. L'annexe C présente une description détaillée de ces différentes règles de gestion disponibles dans le module de gestion agricole de GIBSI.

Les coûts associés à l'application de fertilisants commerciaux sont calculés à l'aide du prix des engrais, des taux d'application utilisés et de la superficie. Pour le traitement des surplus de lisiers et de fumiers, les coûts sont calculés à l'aide du volume de surplus déterminé par GIBSI et des coûts de traitement. La détermination du volume de lisier en surplus se fait à l'aide des bilans agronomiques en azote et phosphore (voir section B.2.1 à l'annexe B). En fonction de la règle de gestion des fertilisants choisie et du mode d'épandage des engrais de ferme, si le bilan est positif, on fait ici l'hypothèse que le fumier est épandu en premier et que le lisier est traité. Le coût total pour la gestion des fertilisants correspond à la somme des coûts associés à la gestion des engrais de ferme (épandage et traitement des surplus) et de l'application des fertilisants commerciaux. La section B.2.2 de l'annexe B présente le détail de la méthode utilisée pour le calcul des coûts pour la gestion des fertilisants.

3.5 ACTUALISATION DES DONNÉES MONÉTAIRES

Toute décision économique rationnelle doit maximiser le solde des avantages sur les coûts. Étant donné que ces coûts et avantages s'étalent régulièrement dans le temps, il est important de calculer la *valeur actualisée* qui tient compte de la dépréciation [Barde, 1992]. La majorité des projets d'investissement se caractérisent par des dépenses et des bénéfices qui interviennent à des périodes différentes [Desaigues et Point, 1993]. L'actualisation est le mécanisme par lequel ces coûts et bénéfices peuvent être comparés. Dans les sociétés modernes, le taux d'actualisation joue un rôle important dans ce partage entre le présent et l'avenir. La décision d'investir dans des projets de préservation ou de développement des ressources naturelles dépend beaucoup du choix du taux d'actualisation. Pour son calcul, nous prenons en compte la valeur

actuelle, le bénéfice obtenu à l'année choisie, le taux d'actualisation et le nombre d'années. La formule générale de l'actualisation est la suivante :

$$VA = \frac{B_t}{(1+r)^t} \quad (3.1)$$

où :
VA : valeur actuelle
B_t : bénéfice obtenu à l'année t
r : taux d'actualisation
t : nombre d'années

Plus le taux d'actualisation est élevé, plus la dépréciation du futur est grande. Ainsi, le choix du taux d'actualisation aura un effet important sur la valeur actualisée résultante ce qui influencera le montant des mesures préventives à prendre. Par l'utilisation du taux d'actualisation, on exprime la dépréciation du futur : cela exprime la préférence à disposer tout de suite d'un bien plutôt que dans un an [Debailleul, 1999].

3.6 COLLECTE ET AJOUT DES DONNÉES

Cette section présente la partie de la méthode qui est propre à l'application de l'analyse avantages-coûts sur le bassin versant de la rivière Chaudière. La préparation des cartes de sites avec usage de l'eau, la détermination des valeurs économiques totales des activités récréo-touristiques ainsi que l'inventaire des données pour le calcul des coûts des scénarios de gestion sont les grandes étapes de l'application de la méthode d'analyse avantages-coûts. Ce sont les données recueillies lors de ces activités qui permettent l'application de l'analyse sur un bassin versant particulier.

3.6.1 Sources d'information répertoriées

Dans le cadre de cette recherche, il y existe deux types d'usages : usages existants ou potentiels. Pour les usages potentiels, leur détermination est effectuée par l'usager, lors de la définition de l'analyse avantages-coûts. L'établissement de la liste des usages existants a débuté par l'inventaire des sources d'information disponibles concernant les

usages de l'eau actuels et leur localisation sur le bassin. Il faut mentionner que les usages sont d'abord déterminés sur la base de l'offre de services d'accès, aucune enquête auprès des usages n'a été effectuée. Les sources d'information répertoriées sont les suivantes :

- Cartes topographiques annotées et documentées fournies par le MEMRC (1:50 000) [Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources Canada, 1990] et cartes topographiques du ministère des Ressources naturelles Canada (1:250 000) [1998; 1997];
- Cartes provenant du Rapport sur l'état de l'écosystème aquatique du bassin de la rivière Chaudière (1:175 000) [Simoneau, 1998];
- Cartes touristiques des régions comprises dans le bassin versant de la Chaudière [Cartotek Geo, 1997; 1998];
- Dépliants touristiques des régions comprises dans le bassin versant de la Chaudière, Association touristique Chaudière-Appalaches, 2000; Office de tourisme de Lotbinière, 2000; Région touristique Chaudière-Appalaches, 2000; Tourisme Région de Mégantic, 2000; Tourisme Cantons-de-l'Est, 2000];
- Sites Internet des activités récréatives des régions [pages consultées, mars 2001] :
  http://ecoroute.uqcn.qc.ca/gen/plan/index.html,
  http://www.campingquebec.com/
  http://www.camping.qc.ca/,
  http://www.canot-kayak.qc.ca/,
  http://www.chrs.ca/Main_f.htm,
  http://www.chaudapp.qc.ca/indexfr.html,
  http://www.chutes.chaudiere.com/,
  http://www.lac-megantic.net/indexa.htm,
  http://www.mrchsf.com/mrc/index.html,
  http://www.ojori.com/pleinair/,
  http://www.techbull.com/techbull/tourisme/quebec,
  http://www.tourisme-cantons.qc.ca/cantons/index.html,
  http://www.tourisme-megantic.com/francais.html

Une fois l'inventaire des sources d'information complété, la compilation de l'information recueillie a été effectuée. Cette compilation a permis de regrouper les usages de l'eau identiques dans une même région afin d'éviter toute répétition. Ainsi, pour un même endroit, il existe plusieurs usages de l'eau. Par exemple, pour le Camping La Roche d'Or à Notre-Dame-des-Pins, différents types d'usage de l'eau sont possibles : baignade et activités de plage, pêche, camping et sentiers pédestres.

À l'aide des cartes topographiques contenant un quadrillage Universel Transversal de Mercator (UTM), les sites d'usages de l'eau existants ont été localisés. Cet exercice a permis d'obtenir pour chacun des usages répertoriés des coordonnées UTM. Ces dernières ont servi à la préparation des cartes d'usages au sein de GIBSI. Les figures 3.3 à 3.6 présentent les cartes de l'inventaire des sites des usages de l'eau par catégorie d'usage (contact primaire, contact secondaire, contact visuel et eau potable). La dernière étape de la préparation des cartes a été d'associer à chacun des sites d'usages répertoriés un tronçon du bassin versant de la rivière. Le tableau B.10 de l'annexe B présente la liste des usages de l'eau par catégorie d'usage, la description de ces usages et les tronçons de rivière auxquels ils sont associés.

Ces cartes de sites d'usages de l'eau sont utilisées lors de la définition du cadre d'application. Elles permettent à l'usager de visualiser la localisation des usages de l'eau en fonction des choix effectués lors de la définition de l'analyse avantages-coûts. Pour chacun des usages de l'eau inventoriés et localisés sur ces cartes, plusieurs renseignements pertinents sont disponibles : catégorie d'usage (contact primaire, secondaire ou visuel), type d'usage (baignade, kayak, canot, pêche, camping, parc, etc.) et localisation de l'usage (nom de la municipalité et coordonnées UTM).

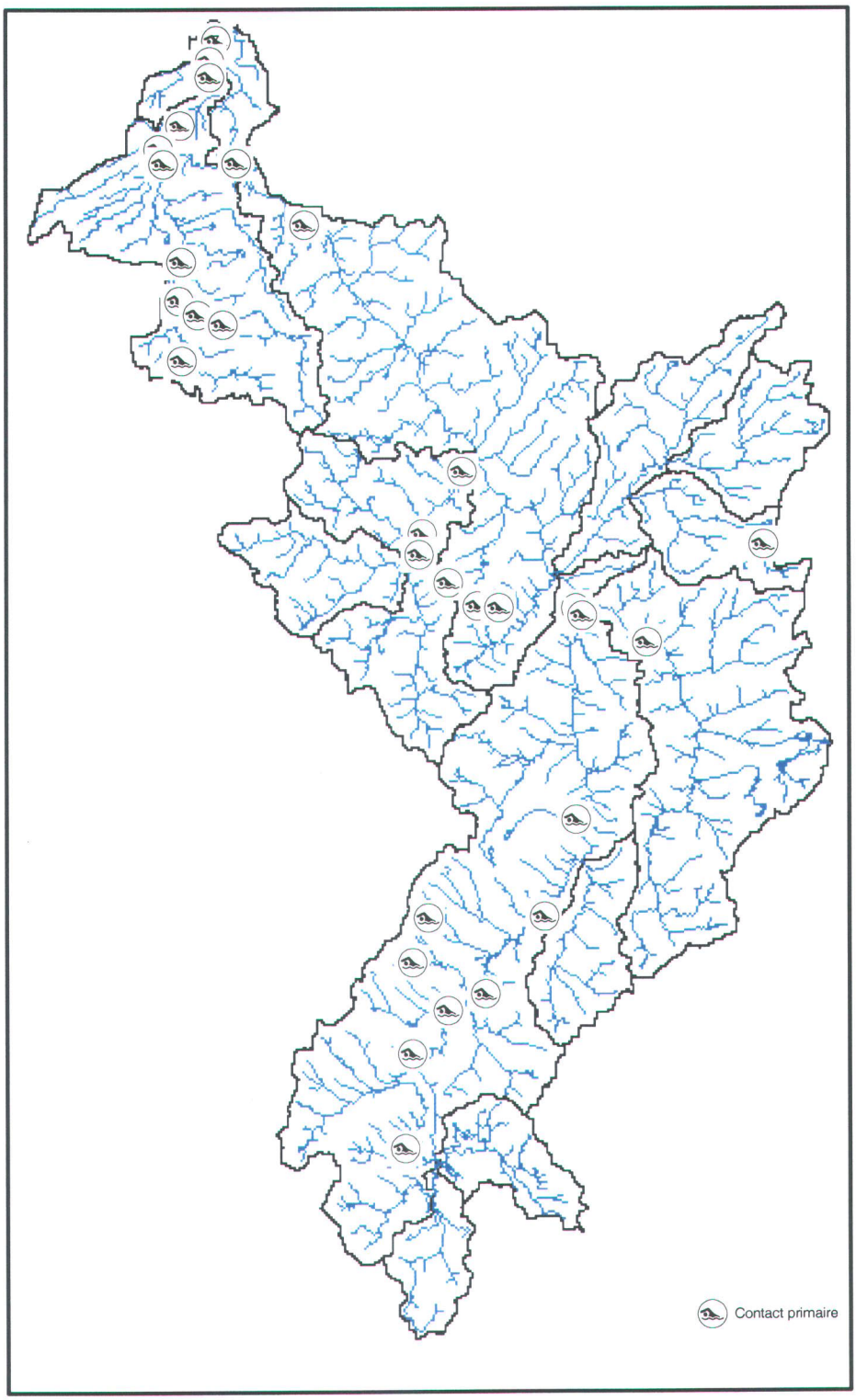

Figure 3.3 **Carte des sites des usages de l'eau de type *contact primaire* pour le bassin versant de la rivière Chaudière**

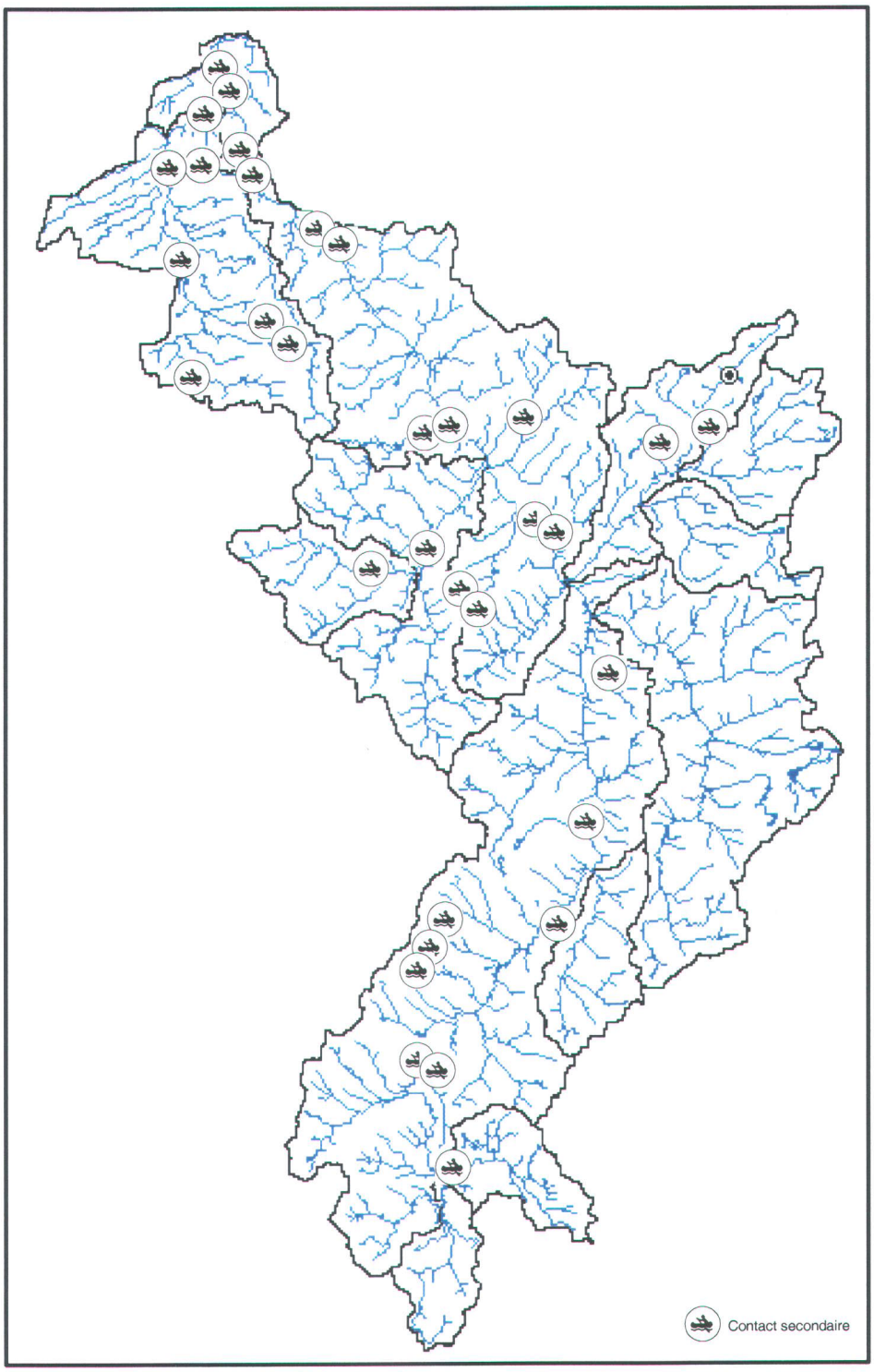

Figure 3.4 **Carte des sites des usages de l'eau de type *contact secondaire* pour le bassin versant de la rivière Chaudière**

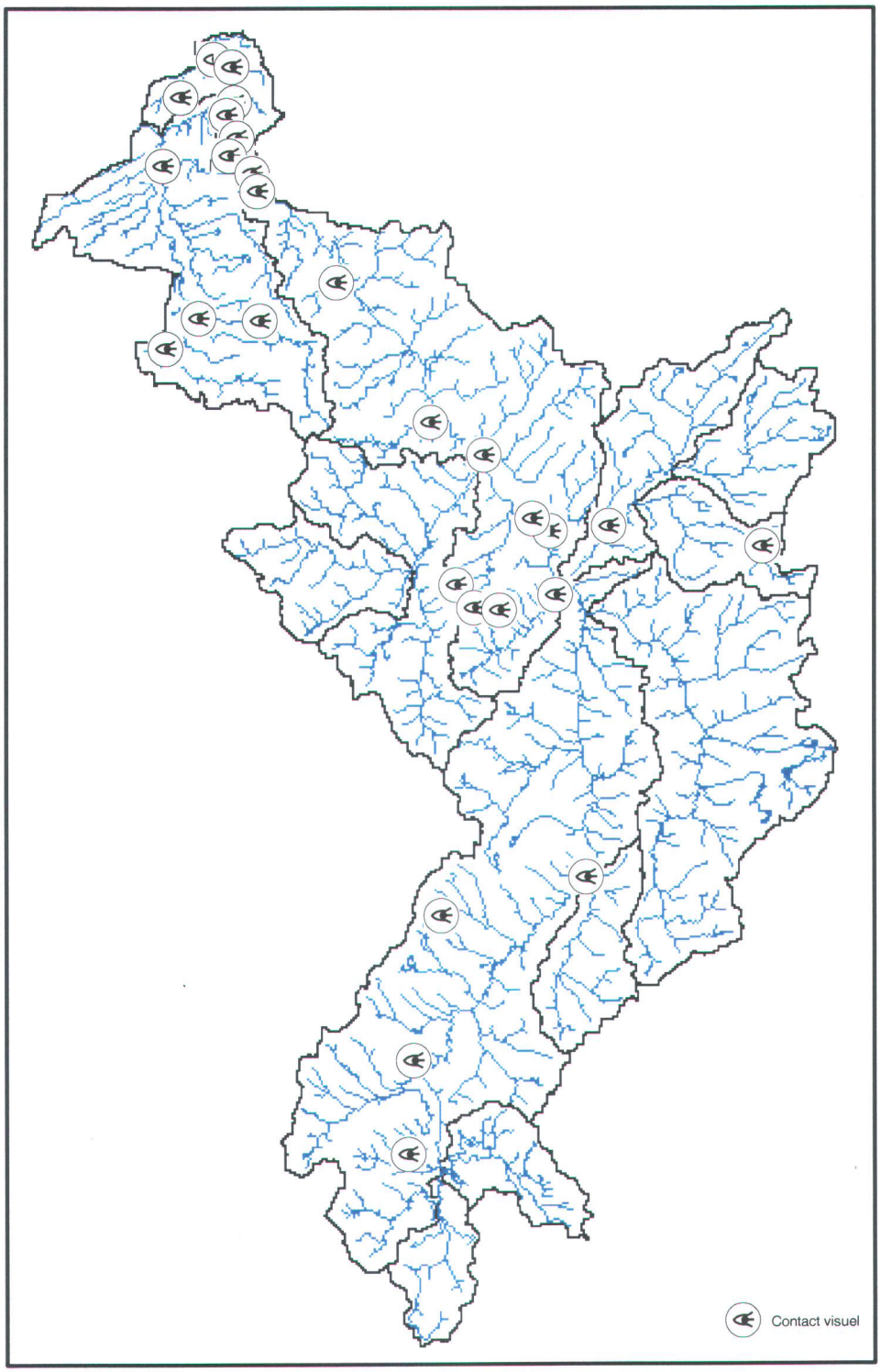

Figure 3.5 Carte des sites des usages de l'eau de type *contact visuel* pour le bassin versant de la rivière Chaudière

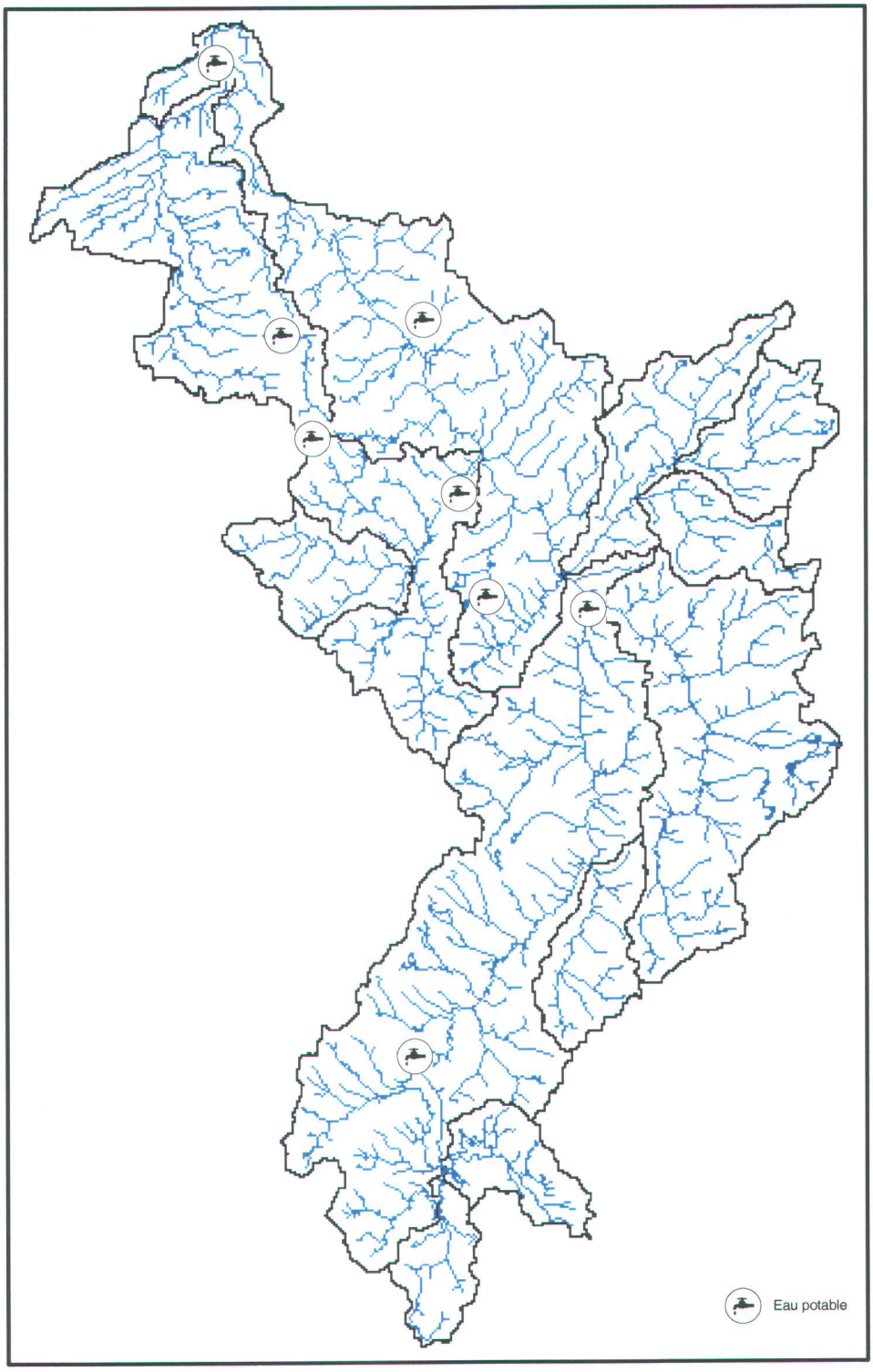

Figure 3.6 **Carte des sites des usages de l'eau pour l'*eau potable* pour le bassin versant de la rivière Chaudière**

3.6.2 Valeur économique totale des activités recréo-environnementales

Déterminer la valeur économique des activités recréo-environnementales n'est pas une tâche facile. Lors de la dernière enquête sur l'importance de la nature pour les Canadiens [Environnement Canada, 2000], la valeur économique totale des activités (consentement à payer) reliées à la nature a été calculée en effectuant la somme des avantages directs (surplus du consommateur) et des dépenses réelles consacrées à ces activités. Sur une base monétaire, 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. Le surplus du consommateur est le fondement théorique de l'évaluation contingente [Faucheux et Noël, 1995]. Comme mentionné précédemment, les données nécessaires à l'estimation des avantages associés à la récupération potentielle des usages proviennent principalement des rapports de l'enquête d'Environnement Canada [2000; 1999]. Les variabilités statistiques sont jugées comme suffisamment faibles pour que les estimations soient considérées comme fiables selon Statistiques Canada [Environnement Canada, 2000]. Pour utiliser les données de ces rapports, il faut, dans un premier temps, faire le lien entre les usages définis à la section 3.1.3 et ceux définis dans ces enquêtes. Ainsi, seules les activités de plein air en zone naturelle et la pêche récréative seront utilisées. Parmi les activités de plein air en zone naturelle, on retrouve la baignade et les activités de plage, le camping, la randonnée et le tourisme pédestre, le canotage et kayak, le cyclisme et la photographie de la nature. Un inventaire non exhaustif des avantages monétaires est présenté au tableau B.3 dans l'annexe B. Ce tableau fournit un aperçu des données monétaires retrouvées dans la littérature.

3.6.2.1 Données économiques

Les données monétaires utilisées dans l'évaluation monétaire des avantages sont présentées au tableau 3.4. Pour les activités de plein air, les dépenses sont de 34 $/jour et le surplus du consommateur de 5 $/jour pour un total de 39 $/jour [Environnement Canada, 1999]. Ces données proviennent d'une enquête qui a été faite en 1996. Les données pour la pêche récréative proviennent d'une étude des activités reliées à la nature et à la faune au Québec effectuée par la Société de la faune et des

parcs du Québec[6]. Cette étude est spécifique à la province et les données sont ainsi plus représentatives pour la population à l'étude. À noter que l'inventaire des données économiques n'est pas définitif. L'usager peut le modifier en fonction des changements documentés.

3.6.2.2 Données de participation

Les données de participation sont nécessaires pour déterminer la taille de la population pratiquant l'activité ainsi que le nombre de jours d'activité par participant (section 3.3). Le tableau 3.5 présente les pourcentages de participation nécessaires à l'estimation des avantages monétaires associés à la récupération ou l'amélioration du potentiel des usages de l'eau. Les taux de participation représentent la proportion de la population âgée de 15 ans et plus ayant participé à une activité reliée à la nature. La moyenne de jours par participant est le nombre de jours d'activité pour chaque participant. Les nombres de jours moyens par participants utilisés pour cette recherche sont les suivants : 15,5[7] jours par participant par année pour les activités de plein air et 10,2[8] jours par participant par année pour la pêche récréative. À noter que l'inventaire des données de participation n'est pas définitif. L'usager peut le modifier en fonction des changements enregistrés.

Tableau 3.4 Dépenses et surplus du consommateur associés aux activités de plein air et à la pêche récréative, au Québec [Environnement Canada, 1999]

Catégories d'activités	Dépenses [$]		Surplus du consommateur [$]	
	Par année*	Par jour*	Par année*	Par jour*
Activités de plein air	531	34	77,7	5,0
Pêche récréative	643	63	97,6	9,6

** par participant*

[6] Les activités reliées à la nature et à la faune au Québec – Profil des participants et impact économique en 1999. [Disponible en ligne à : http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/activite.htm, (page consultée le 13 mars 2001)].
[7] Source : Environnement Canada [1999].
[8] Source : Société de la faune et des parcs du Québec [2001] Les activités reliées à la nature et à la faune au Québec – Profil des participants et impact économique en 1999. [Disponible en ligne à : http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/activite.htm, (page consultée le 13 mars 2001)].

Tableau 3.5 Pourcentages de participation pour les activités de plein air et pour la pêche récréative, au Québec [Environnement Canada, 1999]

Activités	Pourcentage de participation*
Baignade et activités de plage	16,4
Canotage et kayak	8,6
Camping	12,4
Cyclisme	10,8
Parcs	24,2
Pique-nique	22,2
Pêche récréative	17,6
Randonnée et tourisme pédestres	17,1

** Les données de pourcentage de participation ne peuvent être additionnées car les mêmes individus peuvent pratiquer plus d'une activité.*

3.6.3 Inventaire des données pour le calcul des coûts

Les données pour le calcul des coûts associés aux différents scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole proviennent de plusieurs sources. Les données sont classées selon les trois catégories de scénarios de gestion : productions animales, productions végétales et pratiques culturales et règles de gestion des fertilisants. Plusieurs sources de référence ont été consultées : le Groupe de recherche en économie et politique agricole (GREPA), la Régie de l'assurance agricole du Québec (RAAQ), la Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec (FPCCQ), le MAPAQ et le Comité de références économiques en agriculture du Québec (CRÉAQ). Des recherches ont aussi été effectuées auprès des syndicats spécialisés d'une même production de l'Union des producteurs agricoles (UPA).

Les données utilisées proviennent d'études de coûts de production indexés (sondage auprès des producteurs), et d'autres de budgets de production (prévision des coûts). Les données sont compilées sans égard à leur origine. Selon les responsables au MAPAQ, la différence entre ces deux types de données n'est pas significative. Il est

ainsi possible de les utiliser sans distinction[9]. L'objectif est d'utiliser les données de coûts et de revenus les plus représentatives du marché. Les coûts retenus pour le projet sont les coûts totaux, c'est-à-dire comprenant les frais variables, les frais fixes, l'amortissement et les rémunérations de l'exploitant et du propriétaire. On obtient ainsi des coûts de production qui s'approchent le plus possible de la réalité du producteur. Pour les revenus, les données retenues pour le projet sont les données de revenus comprenant la compensation de l'assurance stabilisation (revenu stabilisé).

Les tableaux 3.6 et 3.7 présentent respectivement les coûts totaux et les revenus stabilisés pour les productions animales et végétales utilisés pour l'analyse avantages-coûts. Même si un inventaire détaillé des sources de données concernant les coûts a été effectué, il est important de souligner que l'utilisateur de GIBSI peut modifier facilement les coûts associés aux différents scénarios de gestion. Étant donné que la gestion de la production animale se fait en fonction de quatre grands types de cheptel, les données de coûts et de revenus ont été agrégées selon les mêmes principes que celles utilisées pour la production de fumiers et de lisiers pour les cheptels. La section B.2.4 de l'annexe B présente l'inventaire des coûts de production animale ainsi que la méthode de calcul utilisée pour l'obtention des données de coûts de production et de revenus pour les unités animales composant les cheptels du scénario. Pour les coûts de production végétale et pratiques culturales, les coûts retenus sont des taux à forfait et sont très représentatifs de ceux assumés par les producteurs agricoles. Ces coûts comprennent la main-d'œuvre, la machinerie et les frais variables.

Les coûts pour les différents modes d'épandage et ceux du traitement des rejets sont présentés au tableau 3.8. Les coûts comprennent la main-d'oeuvre, la machinerie, les frais variables ainsi que les coûts de manutention.

[9] Communication personnelle de Guy Beauregard, MAPAQ, bureau régional 17, Nicolet [2002]

Tableau 3.6 Coûts de production et revenus associés aux scénarios de gestion du cheptel des productions animales [Beauregard, 2001]

Cheptel	Coûts* de production [$/U.A.]	Revenus** [$/U.A.]
Bovins	2 556	2 992
Porcs	2 759	3 357
Volailles	586	688
Autres	3 789	5 522

** Coûts variables et coûts fixes*
*** Prix du marché*

Tableau 3.7 Coûts de production et revenus associés aux productions végétales [Beauregard, 2001]

Production végétale	Coûts [$/ha]	Revenus [$/ha]
Avoine	603	669
Sarrasin	202	219
Pomme de terre	3 695	4 075
Maïs fourrager	1 600	970
Blé fourrager	682	216
Orge	633	216
Pâturage	947	624
Prairie 40% + légumineuse	479	725
Canola de printemps	562	718
Maïs-grain	1 133	1 576
Millet	810	944

Tableau 3.8 Coûts des différents modes d'épandage de fumiers et lisiers

Mode d'épandage	Taux à forfait ($/m^3)	Référence
Fumiers		Beauregard [2001]
Incorporé	3,81	
En surface	3,07	
Lisiers		
Aéro – Incorporé	2,64	
Aéro – En surface	1,89	
Rampe – Simultanément	2,89	
Rampe – Incorporé	3,38	
Rampe – En surface	2,19	
Gestion avec traitement complet	12	FPPQ [2001]

3.7 INTÉGRATION DE LA MÉTHODE À GIBSI

L'intégration de la méthode avantages-coûts au sein de GIBSI s'est faite en quatre grandes étapes. Dans un premier temps, il y a eu vérification et validation des cartes des sites d'usages de l'eau afin de s'assurer qu'elles soient les plus complètes et représentatives possible de la situation sur le bassin de la rivière Chaudière (première étape, voir section 3.5.1). Ensuite, il y a eu vérification, validation et intégration au sein de GIBSI des équations nécessaires à l'évaluation des avantages et au calcul des coûts des scénarios de gestion (deuxième étape). La construction des tables de données nécessaires à l'analyse avantages-coûts des scénarios compose la troisième étape de la méthode. L'inventaire des données a ensuite été complété. Comme mentionné auparavant, différentes sources d'information ont été consultées afin de s'assurer d'obtenir des données les plus fiables possible. Une fois terminée, les tables de données associées à l'analyse avantages-coûts ont été validées. Cette validation a permis une vérification de l'ensemble des données et de l'interaction entre les équations et la base de données.

La quatrième étape de l'intégration de la méthode consistait en la préparation de fenêtres de dialogue permettant l'analyse avantages-coûts de même que la cueillette et la gestion de toute l'information nécessaire à la réalisation de l'analyse (voir section B.4 de l'annexe B).

3.8 SYNTHÈSE

Le développement d'un module d'analyse avantages-coûts des scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole et son intégration à GIBSI permettra l'évaluation monétaire des avantages découlant de la récupération potentielle des usages de l'eau suite à la mise en place de programmes d'intervention.

Suite à l'établissement de catégories d'usages de l'eau, l'inventaire des sites des usages de l'eau a permis la préparation de cartes qui offrent un portrait représentatif des activités ayant lieu sur le bassin versant de la rivière Chaudière. Ces informations vont permettre de bien définir les scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole. La méthode d'analyse se divise en deux grandes étapes : évaluation des avantages et calcul des coûts. L'évaluation des avantages s'inspire en grande partie de la méthode développée par la *FWR* [1996]. C'est une approche fonctionnelle qui permet l'évaluation des avantages associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. Pour permettre le calcul des coûts associés aux divers scénarios de gestion de la pollution diffuse agricole, des données de coûts sont établies pour l'ensemble des scénarios considérés par GIBSI. La préparation des bases de données est une partie importante du développement de la méthode d'analyse avantages-coûts. Les tables de données pour l'analyse seront composées de trois grandes parties : usages de l'eau, données d'avantages monétaires et données de coûts.

C'est la comparaison entre les coûts des productions agricoles et les avantages environnementaux qui offre à l'utilisateur une piste de solutions, c'est-à-dire une analyse lui permettant de prendre des décisions de façon plus éclairée.

4. EXEMPLE D'APPLICATION

Ce chapitre présente un exemple d'application du cadre de travail développé au chapitre 3. Ce cas de figure s'articule autour de la définition et de la simulation, à l'aide du système informatique GIBSI, de scénarios de contrôle de la pollution diffuse d'origine agricole en relation avec une problématique identifiée sur le bassin versant de la rivière Chaudière. Nous présentons d'abord le choix de la région à l'étude ainsi que la localisation des usages de l'eau identifiés. Les scénarios de gestion de la pollution agricole que nous élaborerons s'appuient sur une application partielle du *Règlement sur les exploitations agricoles* (*REA*) du gouvernement du Québec. Les différentes unités de gestion utilisées pour définir l'exemple d'application sont par la suite présentées. Finalement, les probabilités de dépassement des critères de qualité de l'eau et les résultats de l'analyse avantages-coûts sont discutés.

4.1 ENJEUX

Pour le bassin versant de la rivière Chaudière, les problèmes de pollution diffuse agricole associés aux teneurs élevées en phosphore dans les sols et les cours d'eau et la récupération ou l'amélioration du potentiel d'usage de l'eau représentent les principaux enjeux.

4.1.1 Région à l'étude

La figure 4.1 présente la localisation du bassin versant de la rivière Chaudière ainsi que ses principaux sous-bassins. L'identification des enjeux a permis de définir une problématique correspondant aux besoins de la recherche et de déterminer une zone d'étude : le bassin versant de la rivière Beaurivage.

Dans le bassin de la rivière Beaurivage, 86 % des apports de phosphore sont d'origine agricole [Simoneau, 1998]. Cette contribution importante à la rivière s'explique par les niveaux d'enrichissement des sols. En 1996, dans la région du Bras d'Henri et de la rivière Beaurivage, la qualité de l'eau a été classée comme étant respectivement très mauvaise et douteuse et le facteur limitant de la qualité était le phosphore. En effet, au fil des années, l'application répétée de quantités importantes d'engrais de ferme (fumiers et lisiers) sur les terres cultivées a causé un enrichissement excessif des sols en phosphore, ce qui a eu pour effet d'augmenter les risques de contamination des eaux de drainage [Simard *et al.*, 1995].

Les éléments qui ont motivé le choix de ce sous-bassin sont : la disponibilité des données, la nature des principaux usages liés à l'eau de surface ainsi que le portrait agroenvironnemental de ce sous-bassin de la rivière Chaudière. Certains secteurs de la rivière Beaurivage présentent en effet un bon potentiel de récupération pour des activités comme la baignade.

Voici quelques données qui appuient le choix du sous-bassin de la rivière Beaurivage [Bédard *et al.*, 1998] :

- densité de culture la plus élevée du bassin de la rivière Chaudière : 32 % du sous-bassin est cultivé;
- présence de cultures causant des problèmes de pollution diffuse agricole : 52 % du maïs produit dans le bassin de la Chaudière y est cultivé (1 950 hectares);
- plus grande concentration d'unités animales : 33 % des unités animales du bassin réparties entre les différents élevages [42 % de porcs (37 518 U.A.), 23 % de bovins laitiers (11 041 U.A.), 28 % de bovins de boucherie (8 377 U.A.) et 21 % de la volaille (3 275 U.A.)];
- du côté des indices[10] azote et phosphore, très forte pression environnementale;
- un bilan agronomique du phosphore excédentaire et préoccupant pour le sous-bassin de la rivière Beaurivage.

[10] Le calcul des indices repose sur l'évaluation des entrées de fertilisants et des sorties d'éléments nutritifs prélevées par les végétaux en culture. La résultante de ce bilan, l'indice-azote et l'indice-phosphore, représente l'azote ou le phosphore non prélevé par hectare cultivé [Bédard *et al.*, 1998].

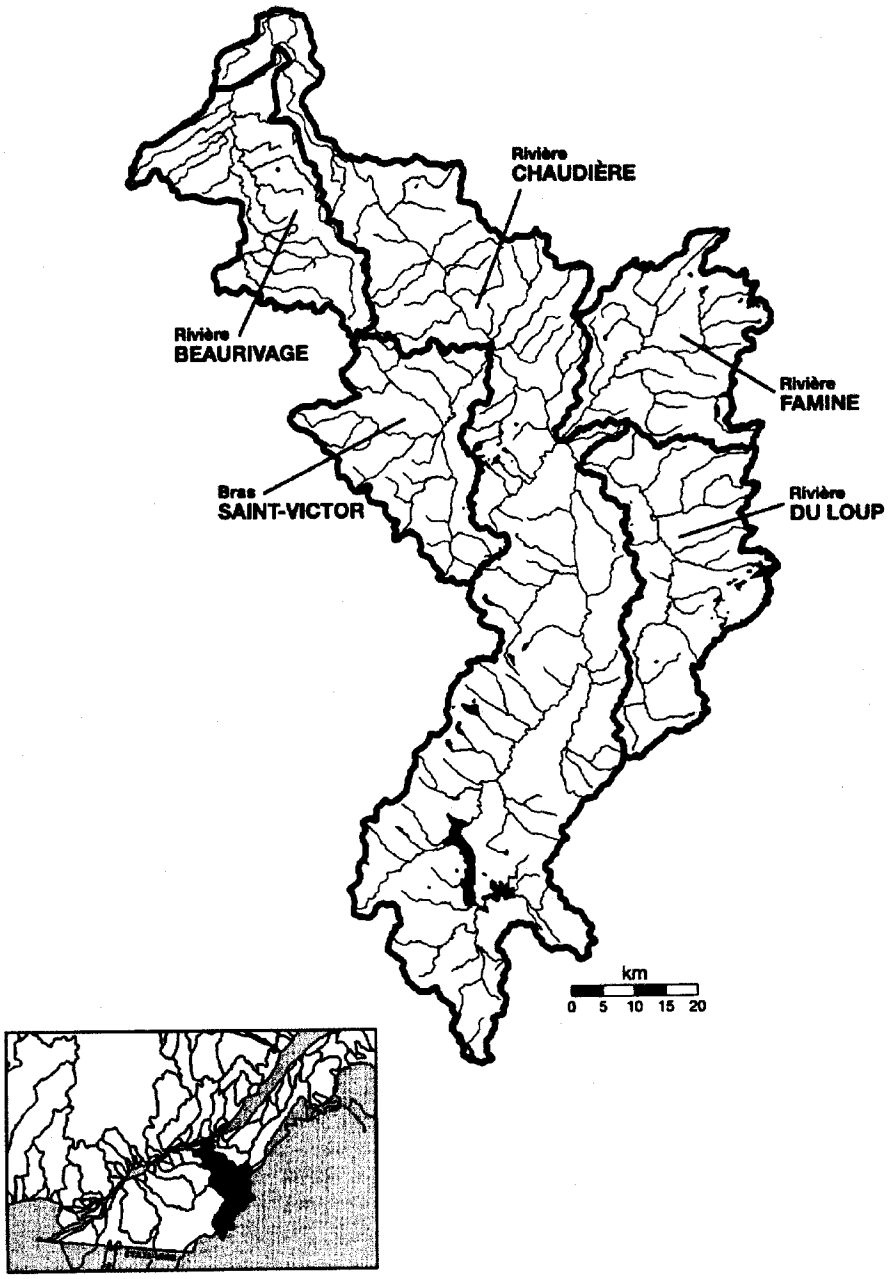

Figure 4.1 **Localisation du bassin versant de la rivière Chaudière et des sous-bassins [Bédard *et al.*, 1998]**

4.1.2 Inventaire des usages de l'eau

Tel que mentionné à la section 3.1.2, l'inventaire des sites des divers usages de l'eau est nécessaire pour déterminer quelles sont les zones potentielles d'intervention. Ainsi, des cartes ont été préparées pour illustrer les usages possibles à l'échelle du bassin versant (voir section 3.5.1). La figure 4.2 illustre les usages de l'eau actuels ou potentiels sur le bassin de la rivière Beaurivage : contact primaire, contact secondaire, contact visuel et eau d'approvisionnement.

Pour l'ensemble du sous-bassin, sept activités de type contact primaire, huit activités de type contact secondaire, trois activités de type contact visuel et une prise d'eau d'approvisionnement ont été identifiées. Le tableau 4.1 présente la description sommaire de ces activités. Les activités de type contact primaire sont principalement des activités de baignade et de canot-kayak. Pour les activités de type contact secondaire, on retrouve la pêche et le canot de navigation.

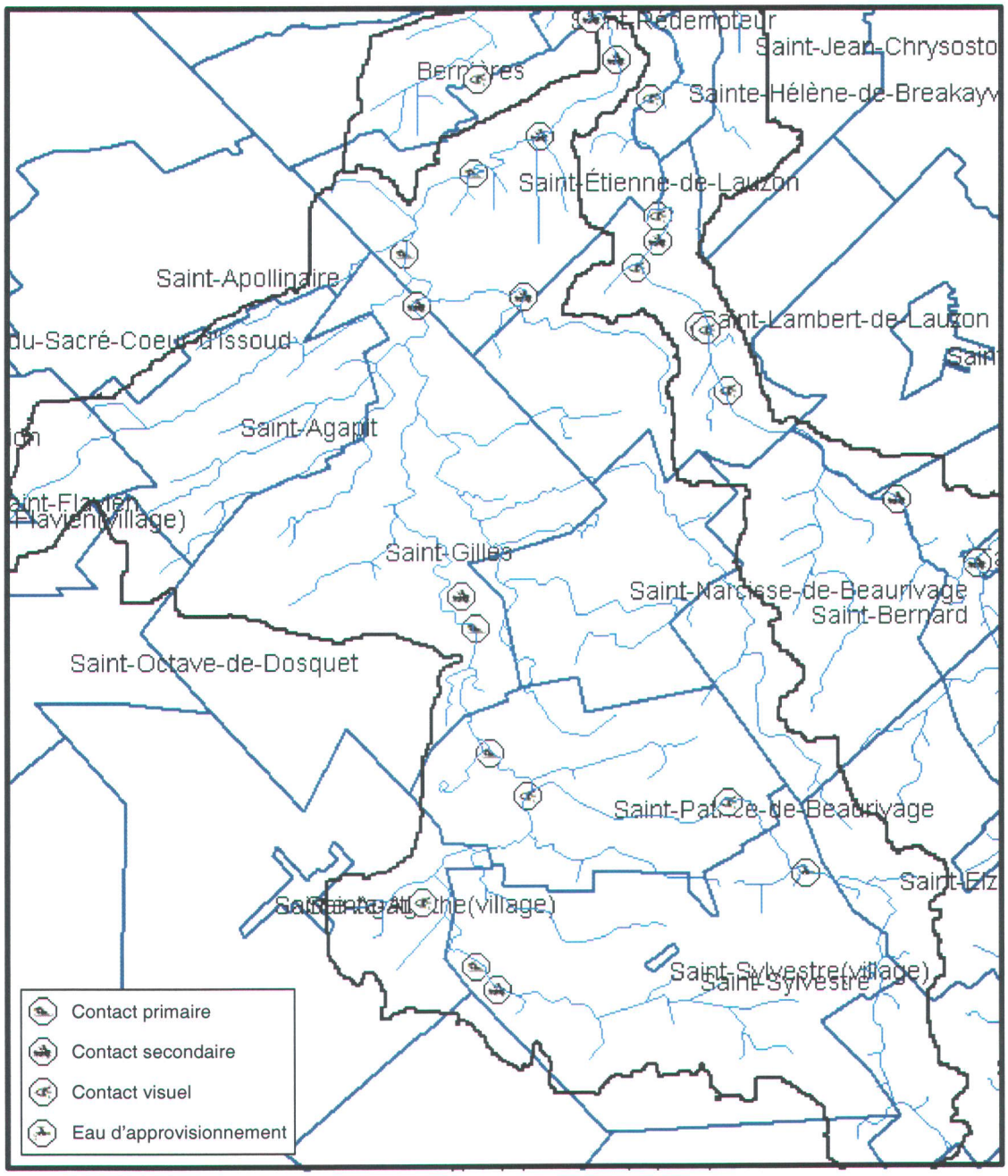

Figure 4.2 **Carte des sites d'usages de l'eau pour le bassin de la rivière Beaurivage**

Tableau 4.1 Description des usages de l'eau répertoriés dans le bassin de la rivière Beaurivage

Type de contact	Municipalité	Description de l'usage de l'eau
Contact primaire	Saint-Étienne-de-Lauzon	Baignade
	Saint-Étienne-de-Lauzon	Baignade
	Saint-Gilles	Baignade
	Saint-Gilles	Baignade
	Saint-Narcisse	Baignade
	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Canot-kayak
	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Baignade
	Sainte-Agathe	Baignade
Contact secondaire	Saint-Étienne-de-Lauzon	Canot
	Saint-Gilles	Pêche
	Saint-Lambert-de-Lauzon	Pêche
	Saint-Gilles	Canot
	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Pêche
	Saint-Sylvestre	Canot
	Sainte-Agathe	Canot et pêche
Contact visuel	Saint-Gilles	Parcs
	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Sentiers pédestres
	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Parcs
Eau potable	Saint-Sylvestre	Eau d'approvisionnement

4.2 SCÉNARIO DE GESTION

La définition des scénarios de gestion s'est inspirée de l'application du *Règlement sur les exploitations agricoles* (*REA*) en vigueur depuis juin 2002 (*i.e.*, mise à jour du *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (*RRPOA*) de 1999). Cette section présente brièvement le *REA* ainsi que son adéquation à GIBSI pour la définition du scénario de gestion nécessaire au cadre d'application.

4.2.1 Description du *REA*

Le *Règlement sur les exploitations agricoles* vise à résoudre le problème de la pollution diffuse à la source, c'est-à-dire à l'échelle de chaque entreprise agricole, en visant l'équilibre des sols en phosphore et la quantité épandue de matières fertilisantes. Ainsi, le *REA* a pour objectif d'assurer la protection de l'eau et du sol contre la pollution causée par certaines activités agricoles, par les installations d'élevage ainsi que par les ouvrages d'entreposage. À cette fin, il est interdit de déposer, de rejeter, de recevoir et de garder en dépôt des déjections animales ou d'en permettre le dépôt ou le rejet, l'épandage ou la garde en dépôt, sauf dans la mesure prévue par le règlement. À noter que pour tout nouvel établissement agricole ou tout accroissement de cheptel, l'équilibre des sols en phosphore doit être atteint dès maintenant [MENV, 2002]. Pour les établissements existants, l'objectif de sols en équilibre doit être atteint en 2010, avec un objectif intermédiaire de 50 % pour 2005.

Plus précisément, le *REA* établit cinq catégories de normes à respecter : (i) normes de localisation; (ii) stockage des déjections animales; (iii) disposition des déjections animales; (iv) épandage de matières fertilisantes et, (v) traitement ou élimination des déjections animales. L'épandage des déjections ne peut être fait qu'en conformité à un plan agroenvironnemental de fertilisation (*PAEF*) établi conformément aux dispositions du règlement pour les exploitations où la production annuelle de phosphore (P_2O_5) est supérieure à 1 600 kg ou lorsque la superficie cumulative des lieux d'épandage est supérieure à 15 hectares. Le plan agroenvironnemental de fertilisation doit contenir pour chaque parcelle les doses de matières fertilisantes requises, les modes et les périodes d'épandage.

Pour évaluer la possibilité d'utiliser les exigences du *REA* dans la définition d'un scénario de gestion par GIBSI, le tableau 4.2 a été préparé. Ce tableau présente l'adéquation entre les exigences du *REA* et la définition des scénarios de gestion agricole à l'aide de GIBSI. Les exigences concernant les normes de localisation des installations d'élevage et de stockage des déjections ainsi que les distances à respecter lors de l'épandage des matières fertilisantes ne sont pas prises en compte dans GIBSI.

Les méthodes préventives reconnues par le MENV sont prises en compte directement par un paramètre de gestion, par exemple, pour l'épandage des matières fertilisantes, l'utilisation de rampes basses pour l'épandage de déjections liquides est possible. Pour les doses de phosphore, les détails de cette exigence sont en lien avec une ou plusieurs des neuf règles de gestion des fertilisants offertes par GIBSI.

Tableau 4.2 Adéquation entre les exigences du *REA* et les scénarios de gestion agricole de GIBSI

Exigences du *REA*	Description	Scénarios de GIBSI
Normes de localisation	Distances à respecter pour la protection de l'eau	Non pris en compte
	Cours, lac, marécage, marais, étang : 15 m	
Stockage des déjections	Amas de fumier solide:	Gestion des fertilisants
	- distances à respecter pour la protection de l'eau (15 m)	Non pris en compte
	- végétation sur la surface du sol	Pratiques culturales
	- contention des eaux de ruissellement	Non pris en compte
	Gestion du fumier liquide : disposition d'ouvrage de stockage étanche	Non pris en compte
	Installation d'élevage avec plancher étanche	Non pris en compte
Disposition des déjections	Valorisation par épandage ou traitement ou transformation	Modes d'épandage
	Élimination en vertu de la Loi sur la *qualité de l'environnement*	
Épandage des matières fertilisantes	Disposition de parcelles de culture correspondant à la superficie totale requise pour l'épandage des déjections	Pratiques culturales
	Conformité d'un plan agroenvironnemental de fertilisation	Gestion des fertilisants
	Utilisation d'équipement à rampes basses	Modes d'épandage
	Interdiction d'épandage :	
	- à l'intérieur d'une bande riveraine	Non pris en compte
	- en l'absence d'une bande riveraine	Non pris en compte
	- à moins de 3 m d'un cours d'eau, lac ou marécage	Non pris en compte
	- à moins de 1 m d'un fossé	Non pris en compte
	- sur un sol gelé ou enneigé	Pratiques culturales
	- entre le 1er octobre et le 31 mars suivant	Pratiques culturales
	- projection des déjections à une distance supérieure à 25 m	Non pris en compte
Traitement ou élimination	Transformation des déjections en produits utiles	Gestion des fertilisants

L'unité spatiale de simulation utilisée par GIBSI pour la qualité de l'eau est le tronçon de cours d'eau d'un sous-bassin versant élémentaire, l'unité spatiale de simulation (*USS*) pour le bilan hydrologique (plus petite unité homogène), et l'unité temporelle de simulation, la journée. Pour ce qui est des processus d'érosion, de transport et du devenir des polluants agricoles, ils sont simulés sur chacune des occupations de sol agricole d'une *USS*. La Figure 4.3 illustre le découpage spatial de GIBSI et précise les échelles de modélisation de chacun des modèles. Les figures 4.3a et 4.3b présentent le découpage du bassin versant en tronçons et *USS* (voir aussi figures 4.3c à 4.3f). L'écoulement sur la partie terrestre s'effectue sur chacune des mailles du modèle numérique d'altitude (MNA) de l'*USS* (Fig. 4.3e). L'érosion hydrique des sols, le transport des éléments nutritifs et l'évolution du couvert nival se font à l'échelle des occupations du sol de chacune des *USS* (Fig. 4.3f). La simulation de la qualité de l'eau en lac et en rivière ainsi que de l'écoulement dans le réseau hydrographique s'effectuent pour chaque tronçon du bassin versant. Le module de gestion des systèmes de production agricole permet de modifier les paramètres de gestion à l'échelle d'une ou plusieurs *USS*, sous-bassins versants des principaux affluents ou unités administratives (ex. : municipalité).

Un outil permettant de sélectionner les *USS* ayant pour exutoire un tronçon donné permet de grouper une unité de gestion qui ne correspond pas nécessairement à un bassin versant d'un affluent principal. Chaque groupe d'entités possède ses propres attributs agricoles. Ces attributs agricoles sont le cheptel, le mode d'épandage des engrais, le système de rotation des cultures, les pesticides à appliquer et les dates des pratiques culturales, les bilans agronomiques pour l'azote et le phosphore et les règles de fertilisation. Ainsi, GIBSI peut simuler plusieurs des exigences du *REA* mais à une échelle spatiale de simulation différente de celle prévue dans le Règlement : l'échelle de travail pour le *REA* et le *PAEF,* est la ferme.

Un autre élément de distinction est l'abolition du principe des unités animales pour l'estimation des rejets de phosphore. Pour le *REA*, c'est le principe des rejets réels des fumiers et lisiers à la ferme qui est utilisé pour la production annuelle de phosphore du *PAEF*. Pour GIBSI, le concept des unités animales est toujours celui qui est utilisé pour l'estimation des bilans agronomiques du phosphore et de l'azote. Lors de l'inventaire et

de la cueillette des informations pour la conception du modèle, les données concernant les cheptels, fournies par le MENV, étaient de type unités animales. Toutefois, il faut mentionner que ce sont les rejets réels calculés à partir des unités animales détaillées dans le Guide de référence en fertilisation [CRAAQ, 2003] qui sont utilisés pour le calcul des bilans agronomiques, des rejets à épandre et des surplus à traiter.

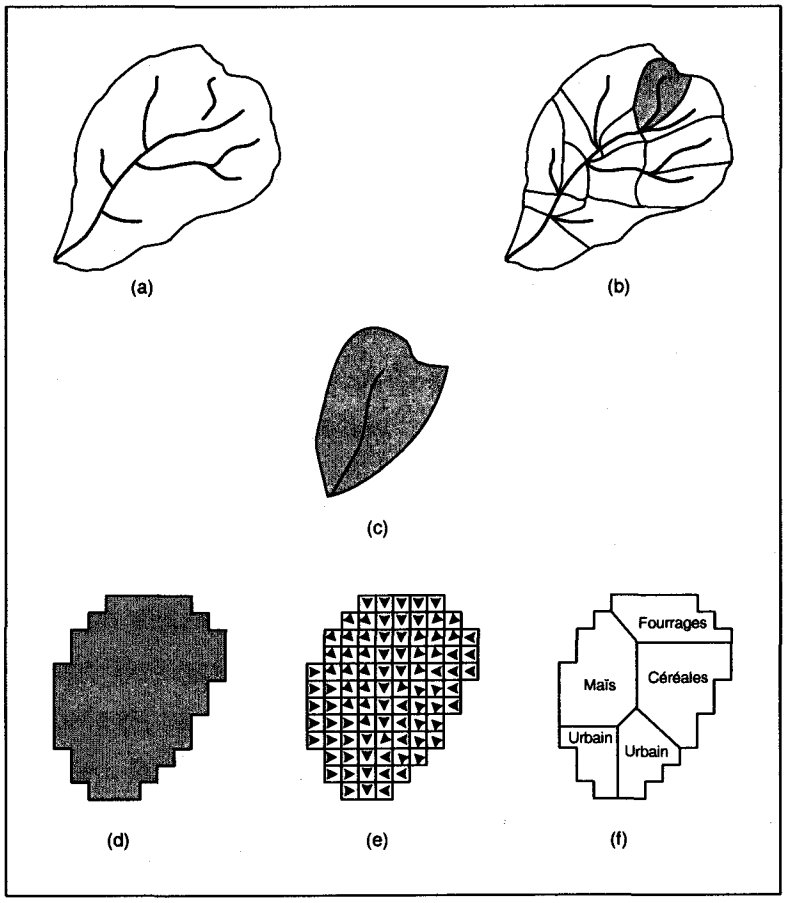

Figure 4.3 Découpage spatial : (a) bassin versant, (b) bassin versant constitué de plusieurs *USS*, (c) une *USS*, (d) représentation d'une *USS* numérisée, (e) schéma d'écoulement de surface d'une *USS* et (f) occupations du sol d'une *USS*

4.2.2 Description des scénarios de gestion

Pour cet exemple d'application, l'exigence concernant les dosages de phosphore est retenue. Deux scénarios de gestion ont été définis. Le *premier scénario* représente l'état de référence. La règle de gestion choisie est l'application de l'offre (engrais de ferme) sur l'ensemble des unités de gestion définies. Selon notre interprétation, c'est l'état de gestion qui est le plus représentatif de l'état prévalant sur le bassin versant. Même avec la réglementation en vigueur, la totalité des rejets était épandue étant donné l'absence d'alternative comme par exemple le traitement des lisiers. Le *second scénario* réfère à l'application, en première approximation, du *REA* sur les différentes échelles de gestion définies situées en partie ou en totalité dans le sous-bassin de la rivière Beaurivage. La règle de gestion utilisée consiste à satisfaire la demande en phosphore à l'aide d'engrais de ferme et à traiter les surplus. L'application de cette règle de gestion est faite uniquement pour les unités de gestion choisies; pour les autres régions du bassin, l'application de l'offre est la règle qui est considérée.

4.3 UNITÉS DE GESTION

Plusieurs unités de gestion ont été choisies afin d'évaluer les scénarios de gestion proposés. Pour illustrer le mode de gestion agricole actuelle en vigueur au Québec, l'application du *REA* a été faite à l'échelle des municipalités afin de représenter le mode de gestion pour des zones d'activités limitées (*ZAL*) considéré dans le règlement. Ces dernières sont situées en partie ou en totalité dans le bassin de la rivière Beaurivage. Le second type d'échelle de gestion consiste en différents groupes d'*USS* situés dans le bassin de la rivière Beaurivage : (i) sous-bassin (groupe d'*USS*) ayant pour exutoire un tronçon déterminé et, (ii) groupe d'*USS* défini dans une région délimitée.

4.3.1 Municipalités

Cinq municipalités, situées en totalité ou en partie dans le sous-bassin, ont été retenues pour déterminer quelle unité de gestion permet d'obtenir la plus importante amélioration de la qualité de l'eau. Les municipalités choisies, considérées selon le *REA* comme des *ZAL*, sont les suivantes [MENV, 2002] : Saint-Bernard, Saint-Gilles, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage et Saint-Sylvestre. La figure 4.4 illustre la localisation de ces municipalités du sous-bassin. Le tableau 4.3 présente une description sommaire de ces municipalités selon l'occupation du sol de 1995 et les données sur le cheptel de 1996 telles que fournies par le ministère de l'Environnement dans le cadre du développement de GIBSI [Villeneuve *et al.*, 1998b]. La municipalité de Saint-Bernard est celle avec le pourcentage du territoire à vocation agricole le plus important, soit 54,4 %. Les municipalités de Saint-Bernard (32 146 U.A.), Saint-Narcisse-de-Beaurivage (13 098 U.A.) et Saint-Patrice-de-Beaurivage (10 886 UA) sont parmi celles où l'on retrouve les cheptels les plus considérables. C'est aussi la municipalité de Saint-Bernard qui possède la plus grande concentration d'unité animale par hectare, soit 6,5 U.A./ha (3,54 U.A. porcs/ha). C'est la municipalité de Saint-Gilles qui affiche la plus petite superficie agricole (1 756 ha) et la plus faible concentration d'unités animales (1,48 U.A./ha). Trois types d'unité de gestion ont été définis à l'aide de ces municipalités. Le premier groupe de municipalités (Mun_3) est composé de Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage et Saint-Patrice-de-Beaurivage. Pour le second groupe (Mun_4), la municipalité de Saint-Gilles a été ajoutée aux trois précédentes. Finalement, le dernier groupe (Mun_5) comprend un total de cinq municipalités, soit les précédentes ainsi que Saint-Sylvestre. L'unité Mun_5 est celle avec la plus grande superficie (49 662 ha) ainsi que la plus grande superficie à vocation agricole (14 725 ha). Toutefois, la concentration animale pour cette unité est la plus faible (4,44 U.A./ha). C'est l'échelle Mun_3 qui affiche la plus grande concentration animale (5,50 U.A./ha) et porcine (3,56 U.A./ha).

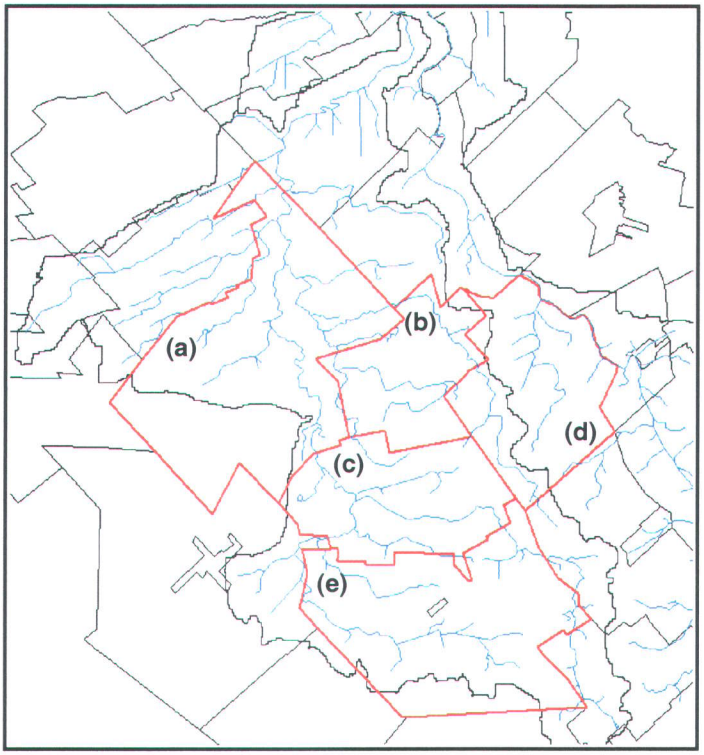

Figure 4.4 **Carte de la localisation des municipalités à l'intérieur du bassin de la rivière Beaurivage : (a) Saint-Gilles, (b) Saint-Narcisse-de-Beaurivage, (c) Saint-Patrice-de-Beaurivage, (d) Saint-Bernard et (e) Saint-Sylvestre**

Tableau 4.3 **Caractéristiques de l'aménagement du territoire, du cheptel et des surfaces cultivées pour les municipalités et groupes de municipalités (données de 1996 [Villeneuve *et al.*, 1998b])**

Municipalités	Superficie (ha)	Cheptel (U.A.*)				Surfaces cultivées (ha)		
		Bovins	Porcins	Volailles	Autres	Fourrages	Céréales	Maïs
Saint-Bernard	9 078	8 697	19 539	3 837	72,9	3 614	996	330
Saint-Gilles	12 839	872	1 559	91,8	68,7	1 240	437	78,7
Saint-Narcisse-de-Beaurivage	6 259	3 226	9 517	303	52,1	2 176	417	146
Saint-Patrice-de-Beaurivage	8 575	3 534	7 253	78,6	20,4	1 771	726	29,5
Saint-Sylvestre	12 911	3 484	3 046	93,2	27,8	1 882	858	24,4
Mun_3	23 912	15 457	36 310	4 218	145,5	7 561	2 139	505,2
Mun_4	36 750	16 329	37 869	4 310	214,2	8 801	2 576	583,9
Mun_5	49 662	19 813	40 915	4 403	241,9	10 683	3 434	608,4

* *U.A. : unités animales. Une unité animale équivaut à un animal ou d'un groupe d'animaux d'un poids total de 500 kg.*

4.3.2 Sous-bassins et groupes d'*USS*

L'approche par bassin versant a été utilisée afin de vérifier l'efficacité de chaque unité de gestion. La fonctionnalité de GIBSI permettant la définition d'un groupe d'*USS* ayant pour exutoire un tronçon choisi a été mise à contribution (voir section 4.2.1). Quatre unités de gestion différentes ont été ainsi définies. La figure 4.5 fournit la localisation et l'étendue des zones de travail choisies; ces dernières sont identifiées à l'aide du numéro de tronçon auquel elles sont associées. La première zone consiste au groupe d'*USS* de la partie en amont de la rivière Beaurivage, soit à partir du tronçon 1714 (figure 4.5a). La deuxième zone consiste au sous-bassin ayant pour exutoire le tronçon 1681 situé à l'exutoire du Bras d'Henri (Figure 4.5b). Le choix de cette unité de gestion s'explique par la problématique rencontrée pour le Bras d'Henri (section 4.1.1). La troisième échelle de travail correspond à la somme des zones (a) et (b) (figure 4.5c). Finalement la dernière zone de travail consiste au sous-bassin ayant pour exutoire le tronçon 1672 (figure 4.5d). Ce tronçon a été choisi pour sa proximité aux usages de l'eau existants ainsi que pour l'étendue du sous-bassin défini.

Le tableau 4.4 présente différentes caractéristiques de l'aménagement du territoire, du cheptel et des surfaces cultivées pour les zones définies. L'unité de gestion USS_1672 est celle couvrant la plus grande superficie (47 448 ha) mais aussi avec le plus petit pourcentage du territoire à vocation agricole, soit 26,4 %. C'est l'unité de gestion USS_1681 (Bras d'Henri) qui comprend le pourcentage de superficie agricole le plus important (41,2 %) ainsi que la plus grande concentration d'unités animales par superficie agricole (4,97 U.A./ha). On y retrouve aussi la plus grande concentration d'unités animales porcines (3,35 U.A./ha). C'est l'unité USS_1714 qui possède la plus petite superficie agricole (4 471 ha) et la plus faible concentration d'unités animales (3,49 U.A./ha).

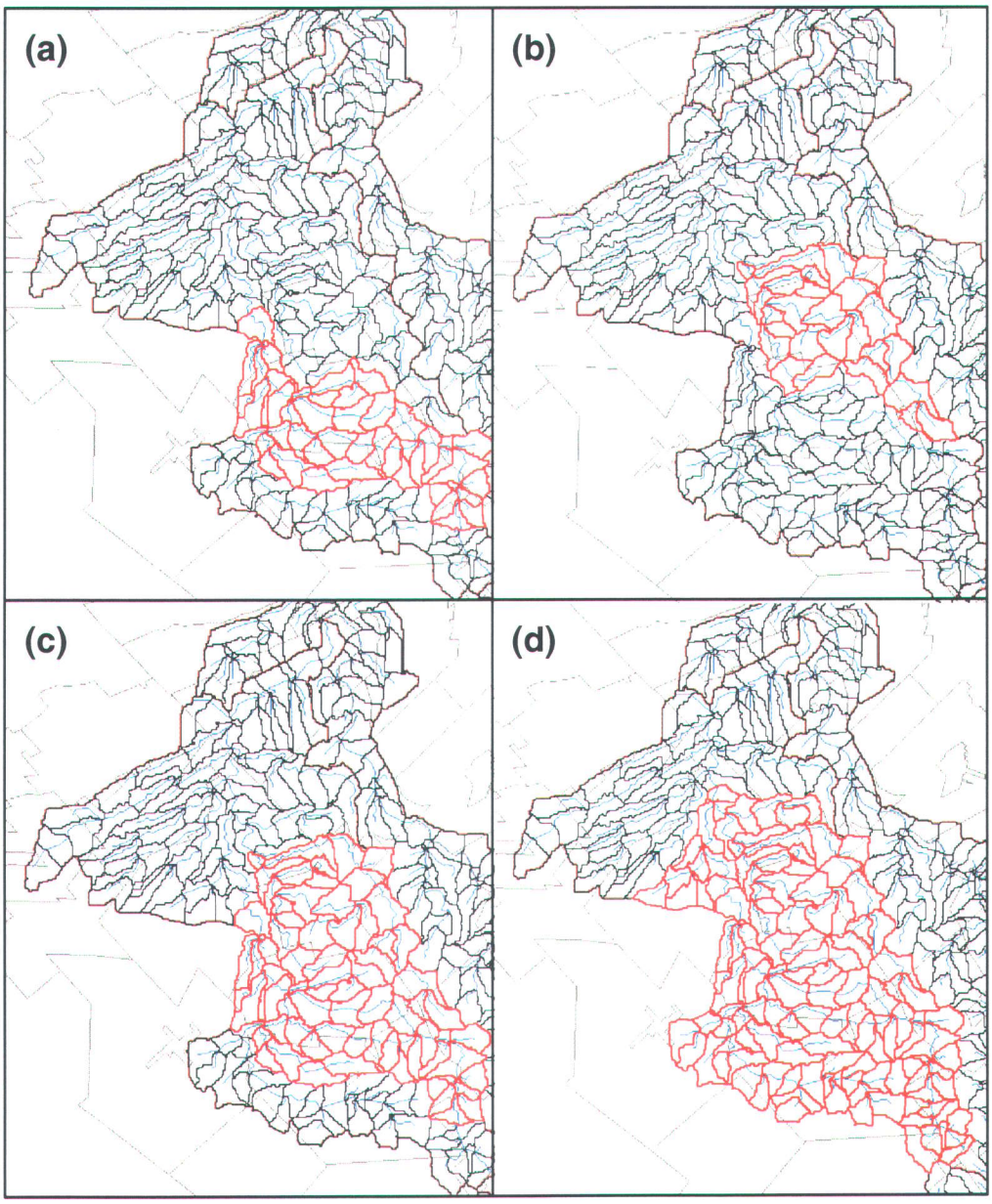

Figure 4.5 **Carte de localisation des unités de gestion à l'intérieur du sous-bassin de la rivière Beaurivage : (a) USS_1714, (b) USS_1681, (c) USS_Total et (d) USS_1672**

Tableau 4.4 Caractéristiques de l'aménagement du territoire, du cheptel et des surfaces cultivées pour les différentes unités de gestion (données de 1996 [Villeneuve *et al.*, 1998b])

Unités de gestion	Superficie (ha)	Cheptel (U.A.[1])				Surfaces cultivées (ha)		
		Bovins	Porcins	Volailles	Autres	Fourrages	Céréales	Maïs
USS_1714	15906	5858	9497	205	56,8	3052	1346	72,4
USS_1681	12453	6711	17183	1504	96,6	3848	958	320
USS_Total[2]	28965	12568	26680	1709	153	7038	2336	392
USS_1672	47448	15275	29006	1809	220,6	8944	3121	471

[1] *U.A. : unités animales.*
[2] *Regroupe les zones de travail USS_1681 et USS_1714.*

4.4 SIMULATIONS DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Cette section présente les résultats des simulations de la qualité de l'eau à l'aide de GIBSI. Dans un premier temps, on présente les chroniques météorologiques utilisées pour les simulations ainsi que les résultats d'un exercice concernant la validité des résultats de simulation. Par la suite, les résultats des simulations effectuées à l'aide des différentes unités de gestion (municipalités et groupes d'*USS*) sont présentés.

4.4.1 Chroniques météorologiques

La période concernée, soit celle où l'on considère que les usages de l'eau sont possibles, est du 21 juin au 20 septembre (92 jours). L'utilisation de la période estivale s'explique en partie par l'utilisation d'une fonctionnalité de GIBSI permettant de calculer les probabilités de dépassement pour une saison en particulier. On considère que c'est cette période de l'année qui est la plus propice pour la pratique des activités récréatives. Nous aurions pu tenir compte de la sous-saisonnalité de certains usages, par ex la baignade dans les deux dernières semaines de juillet, mais il nous apparaît que l'estimation des avantages associées à cette courte période de temps ne serait pas aussi représentative que celle de la saison complète. Les chroniques météorologiques utilisées pour cet exemple d'application sont celles des années 1977 à 1986. La section D.1 de l'annexe D présente les données utilisées pour caractériser les chroniques

météorologiques. En comparant ces chroniques météorologiques avec celles de la période 1964-2001, les années 1978, 1980 et 1982 sont considérées comme sèches. La précipitation annuelle pour ces années était respectivement de 1 016, 974 et 1 031 mm, soit plus faible que les précipitations moyennes observées sur le bassin (1 113 mm). De leur côté, les années 1977, 1979, 1984 et 1985 sont considérées comme des années avec des précipitations normales (1 070, 1 042, 1 101 et 1 033 mm) tandis que les années 1981, 1983 et 1986 comme mouillées (1 231, 1 195 et 1 247 mm). Les précipitations annuelles minimales et maximales observées étaient respectivement de 896 mm (année 1968) et 1 408 mm (année 1976).

4.4.2 Validité des résultats de simulation

Sans qu'un étalonnage formel du modèle de la qualité de l'eau n'ait été effectué, un exercice de vérification a été effectué pour évaluer la cohérence des résultats de la modélisation avec les données mesurées [Rousseau *et al.*, 2002]. Cet exercice a été effectué pour l'année 1994 étant donné la disponibilité des données mesurées et simulées et de plus, les paramètres de l'état de référence de GIBSI, étaient basés sur les données recueillies pour cette même année. Les détails de l'analyse et les résultats sont présentés à la section D.2.1 de l'annexe D.

Du côté des processus hydrologiques, la comparaison des données de débits mesurés aux données simulées nous a permis de constater que GIBSI réussit à bien simuler les processus hydrologiques observés à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage. Un coefficient de détermination (R^2) de 0,89 a même été calculé, ce qui démontre que la simulation rend bien les débits mesurés pour cette région du bassin.

En ce qui concerne les concentrations en phosphore total, la distribution des écarts absolus entre les données mesurées et simulées a démontré une sous-estimation des concentrations simulées par GIBSI; environ 63 % des écarts absolus étaient égaux ou inférieurs à 0 mg P/l. Les écarts absolus calculés étaient dans l'ensemble faibles; 59 % des écarts absolus étaient inférieurs ou égaux à 0,06 mg P/l. L'influence de la proximité des rejets ponctuels a aussi été examinée. La distribution des écarts absolus pour les

stations de qualité où les rejets ponctuels n'avaient pas d'influence (rejets absents en amont du tronçon) sur les concentrations simulées démontre une sous-évaluation des concentrations; environ 91 % des écarts absolus sont inférieurs à zéro. Dans le cas où les rejets ponctuels pouvaient avoir une influence sur les concentrations simulées (présence de rejets en amont), la proximité de rejets ponctuels semblait se traduire par une surestimation des données simulées; 82 % des écarts absolus étaient supérieurs à 0 mg P/l. La présence ou l'absence de rejets ponctuels près des stations de qualité semble donc avoir un effet important sur la précision des résultats de simulation. Pour ce qui est du bassin de la rivière Beaurivage, l'absence de rejets ponctuels dans cette région laisse croire que les concentrations simulées pourraient sous-estimer les valeurs observées.

Cet exercice a permis de mesurer le bon fonctionnement de GIBSI sur le plan hydrologique mais un étalonnage plus poussé de l'outil est nécessaire pour améliorer la cohérence des données simulées avec les données mesurées en ce qui concerne la qualité de l'eau, en particulier lors des pics de concentration en phosphore. Des ajustements sont en cours afin de permettre une meilleure estimation des concentrations résultantes. Ces observations sur la disparité entre les données mesurées et simulées ne remettent pas en question la validité de la méthode d'analyse avantages-coûts. Malgré ces lacunes au niveau de la qualité des résultats des concentrations simulées, leur utilisation demeure appropriée dans le cadre de cette étude. Les impacts de ces imprécisions sur les résultats de l'analyse avantages-coûts seront discutés à la section 4.8.1.

4.4.3 Impact sur la qualité de l'eau

La comparaison des données simulées de qualité de l'eau avant (état de référence) et après l'application du scénario de gestion (*REA*) permet de quantifier l'importance du changement provenant du scénario de gestion. Les résultats des simulations, combinés aux différentes relations établies entre les usages de l'eau et les *CQE*, vont permettre de vérifier si le changement de la qualité de l'eau rend possible l'amélioration ou la récupération du potentiel environnemental d'un usage (se référer à la section 3.1.3). Le

critère de qualité de l'eau (aspects esthétiques) retenu pour l'analyse des résultats est celui associé au phosphore total.

Les probabilités de dépassement du critère de qualité de l'eau ont été calculées pour chaque scénario ainsi que pour chacune des années de simulation. Les simulations ont été effectuées de façon indépendante pour chacune des années choisies (1977 à 1986). Même si GIBSI est en mesure de prendre en compte les effets cumulatifs au niveau des polluants pouvant avoir lieu sur le bassin, pour cette étude, nous avons choisi de ne pas les considérer. Pour l'évaluation de l'amélioration de la qualité de l'eau de chacun des scénarios, quatre tronçons de rivière ont été choisis en fonction des unités de gestion définies et des usages de l'eau existants et potentiels dans le bassin Beaurivage (voir figure 4.6) : (i) le tronçon 1714, pour la présence d'usages de l'eau existants en aval de la municipalité de Saint-Patrice-de-Beaurivage; (ii) le tronçon 1681, à l'exutoire du Bras d'Henri; (iii) le tronçon 1672, pour sa localisation au confluent du Bras d'Henri et à la rivière Beaurivage; et, (iv) le tronçon 1662, pour la présence d'usages de l'eau existants, situé aux limites des municipalités de Saint-Gilles et Saint-Étienne-de-Lauzon. Les sections suivantes présentent les résultats en fonction des différentes échelles de gestion déterminées : (i) municipalités et, (ii) sous-bassin et groupe d'*USS*.

4.4.3.1 Municipalités

Tel que mentionné à la section 4.3.1, trois différents groupes de municipalités ont été utilisés. La figure 4.7 présente la carte des probabilités de dépassement suite à l'application du *REA* sur l'unité de gestion Mun_3. Cette carte permet de visualiser la distribution des probabilités associées aux tronçons du bassin à l'aide d'un code de couleur. Pour les dix années de simulation, la moyenne des probabilités de dépassement pour la période estivale, pour le tronçon 1681, se situe entre 0,2 et 0,3, soit plus précisément 0,28. À l'aide de cette carte, il est possible de produire des courbes de probabilités de dépassement, ce qui nous permet de comparer les courbes de dépassement pour l'état de référence à celles obtenues suite à l'application du *REA* (figure D.6 de l'annexe D). Pour le tronçon 1681, une différence entre les probabilités

de 0,15 est observée. La section D.2.2 de l'annexe D présente l'ensemble des probabilités de dépassement pour les simulations de la qualité de l'eau effectuées.

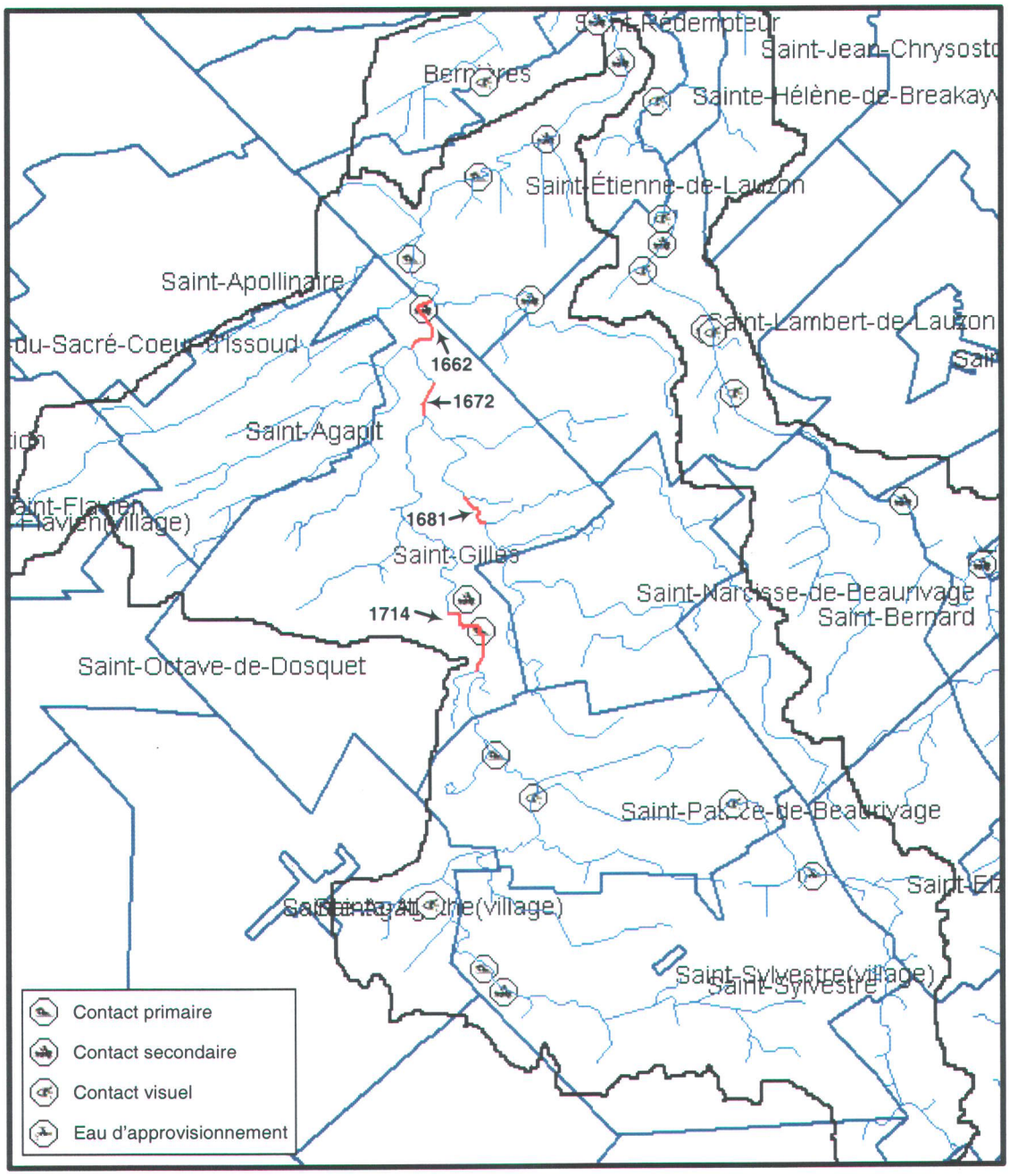

Figure 4.6 Carte du bassin de la rivière Beaurivage et localisation des tronçons définis et usages de l'eau actuels

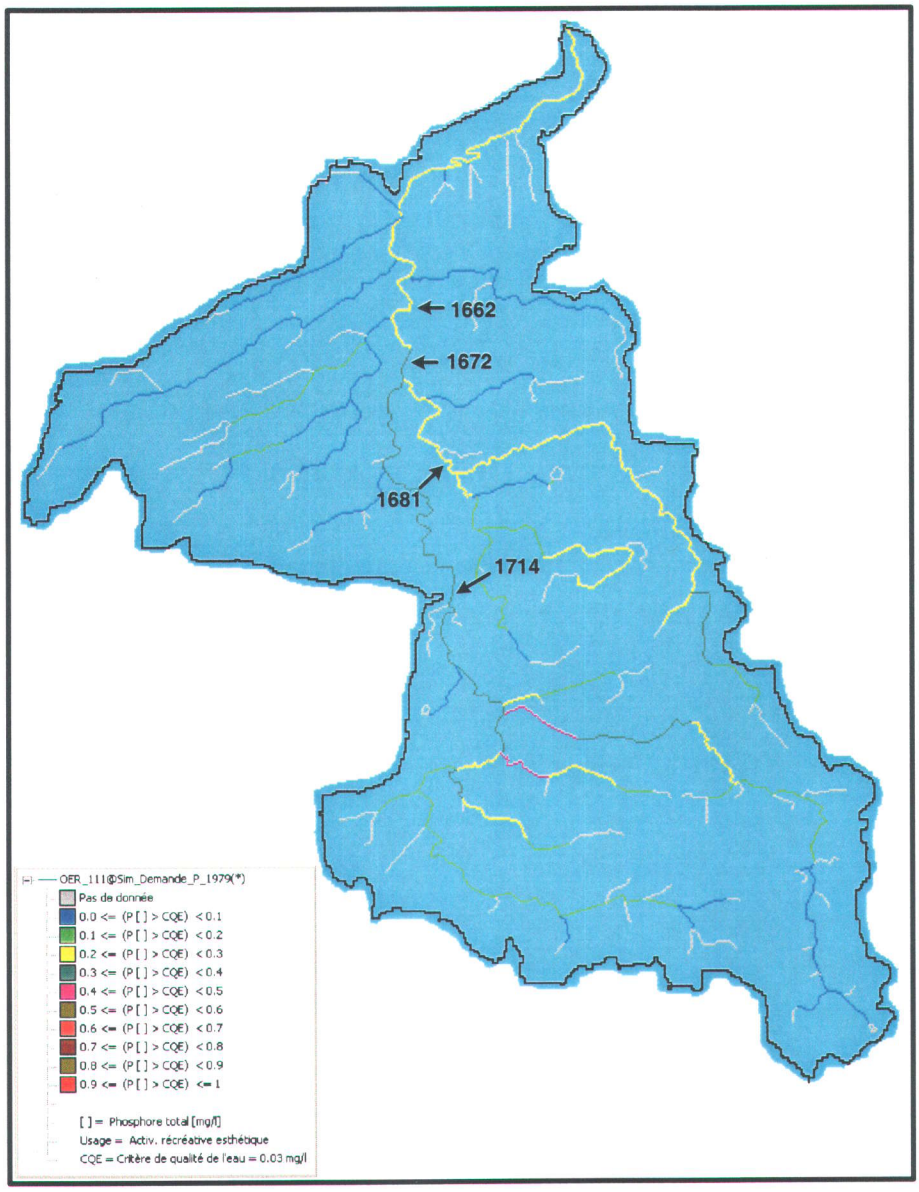

Figure 4.7 Carte des probabilités de dépassement moyennes pour les tronçons du bassin de la rivière Beaurivage suite à l'application du scénario *REA* pour l'unité de gestion Mun_3

Le tableau 4.5 présente les moyennes des probabilités de dépassement pour les tronçons sélectionnés pour les dix années de simulation, pour l'ensemble des échelles de gestion. Pour l'état de référence, les probabilités de dépassement les plus importantes sont observées au tronçon 1714 (0,36) et les plus faibles au tronçon 1662 (0,27). Les probabilités calculées suite à l'application du scénario de gestion *REA* sont plus élevées pour le tronçon 1714, et ce pour les trois groupes de municipalités. La

figure 4.8 permet de comparer ces moyennes de probabilités de dépassement. Pour chacun des tronçons à l'étude, les moyennes des probabilités sont plus faible suite à l'application du *REA* que pour l'état de référence. Toutefois, très peu de variations sont observées au niveau des probabilités de dépassement en fonction des unités de gestion. Les plus faibles probabilités sont calculées pour le tronçon 1681 (0,15). Il faut se rappeler que ce tronçon est celui situé le plus près des municipalités où la problématique agricole est la plus importante (voir section 4.3.1). Ainsi, l'application du *REA* sur ces unités de gestion amènerait une amélioration de la qualité de l'eau plus marquée pour les tronçons à proximité de la zone d'intervention; une diminution plus importante des probabilités de dépassement (entre 25 et 35 %) a été observée pour le tronçon 1681 comparativement aux tronçons 1672 et 1662. Le même raisonnement s'applique aux résultats obtenus pour le tronçon 1714. Ce dernier est celui le plus éloigné des zones d'intervention où l'application du *REA* a le plus d'impact, ce qui amène les probabilités de dépassement observées les plus élevées.

Tableau 4.5 Moyenne des probabilités de dépassement pour les tronçons suite à l'application de l'état de référence et du scénario de gestion *REA* pour les différentes unités de gestion de type municipalités

Tronçons	Scénario de gestion	Échelle de gestion	Probabilité de dépassement
1714	État de référence	Sous-bassin [1]	0,36
	REA	Mun_3[2]	0,33
		Mun_4[3]	0,33
		Mun_5[4]	0,32
1681	État de référence	Sous-bassin	0,28
	REA	Mun_3	0,15
		Mun_4	0,15
		Mun_5	0,15
1672	État de référence	Sous-bassin	0,31
	REA	Mun_3	0,23
		Mun_4	0,23
		Mun_5	0,23
1662	État de référence	Sous-bassin	0,27
	REA	Mun_3	0,20
		Mun_4	0,20
		Mun_5	0,20

[1] *Bassin de la rivière Beaurivage*
[2] *Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage et Saint-Patrice-de-Beaurivage*
[3] *Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage et Saint-Gilles*
[4] *Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage, Saint-Gilles et Saint-Sylvestre*

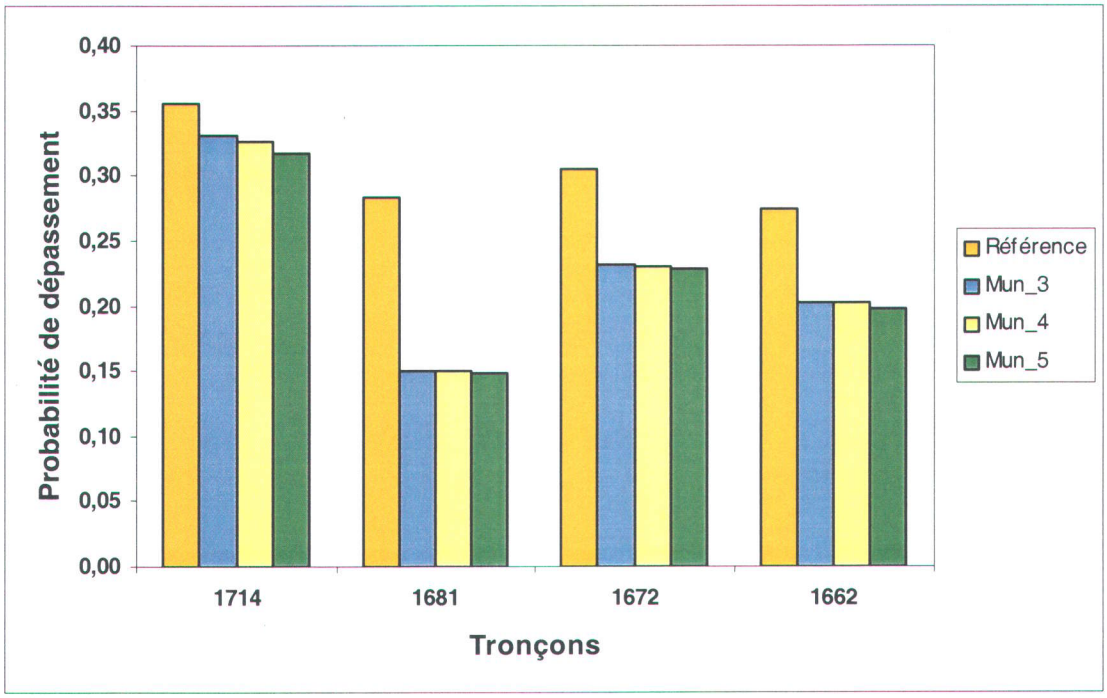

Figure 4.8 Probabilités de dépassement moyennes calculées pour les quatre tronçons suite à l'application de l'état de référence et du *REA* pour les différentes unités de gestion de type municipalités

4.4.3.2 Sous-bassin et groupe d'USS

Tel que mentionné précédemment, ce type d'unité de gestion est composé de groupes d'*USS* définis dans des régions précises à l'intérieur du bassin de la rivière Beaurivage. L'ensemble des résultats des probabilités de dépassement est présenté dans la section D.2.3 de l'annexe D. Le tableau 4.6 présente les moyennes des probabilités de dépassement pour chacun des tronçons choisis et chacune des échelles de gestion et la figure 4.9 illustre ces mêmes résultats. Les plus faibles probabilités de dépassement sont observées au tronçon 1681 suite à l'application du *REA* sur les unités de gestion USS_1672, USS_1681 et USS_Total. Comme pour l'unité de gestion précédente, la proximité du tronçon aux zones de travail peut expliquer ces résultats : l'application d'un scénario de gestion amène une amélioration de la qualité de l'eau à proximité de la région concernée par la zone de travail. L'impact de la proximité peut aussi être illustré par les résultats obtenus pour l'échelle USS_1714 : cette zone d'intervention est

la plus éloignée des tronçons 1681, 1662 et 1672, ce qui amène des probabilités de dépassement plus importantes pour ces tronçons. Pour ces trois tronçons, les unités de gestion USS_1672 et USS_Total sont celles qui amènent les probabilités les plus faibles. Il est intéressant de noter que la zone de travail USS_1714 n'occasionne qu'une faible diminution des probabilités de dépassement du critère de qualité de l'eau. Le petit pourcentage de la superficie à vocation agricole (28,1 %) et la faible concentration en unités animales retrouvée sur cette zone de travail (3,49 U.A./ha) sont vraisemblablement à l'origine des probabilités de dépassement calculées suite à l'application du scénario agricole. La distance entre les tronçons choisis et cette zone peut aussi avoir eu un impact.

Tableau 4.6 Moyennes des probabilités de dépassement pour chacun des tronçons suite à l'application de l'état de référence et du scénario de gestion pour les différentes unités de gestion de type *USS*

Tronçons	Scénario de gestion	Échelle de gestion	Probabilité de dépassement
1714	État de référence	Sous-bassin [1]	0,36
	REA	USS_1672	0,31
		USS_1681	0,34
		USS_1714	0,32
		USS_Total	0,32
1681	État de référence	Sous-bassin	0,28
	REA	USS_1672	0,15
		USS_1681	0,16
		USS_1714	0,28
		USS_Total	0,15
1672	État de référence	Sous-bassin	0,31
	REA	USS_1672	0,22
		USS_1681	0,24
		USS_1714	0,29
		USS_Total	0,22
1662	État de référence	Sous-bassin	0,27
	REA	USS_1672	0,19
		USS_1681	0,22
		USS_1714	0,25
		USS_Total	0,19

[1] *Bassin de la rivière Beaurivage*

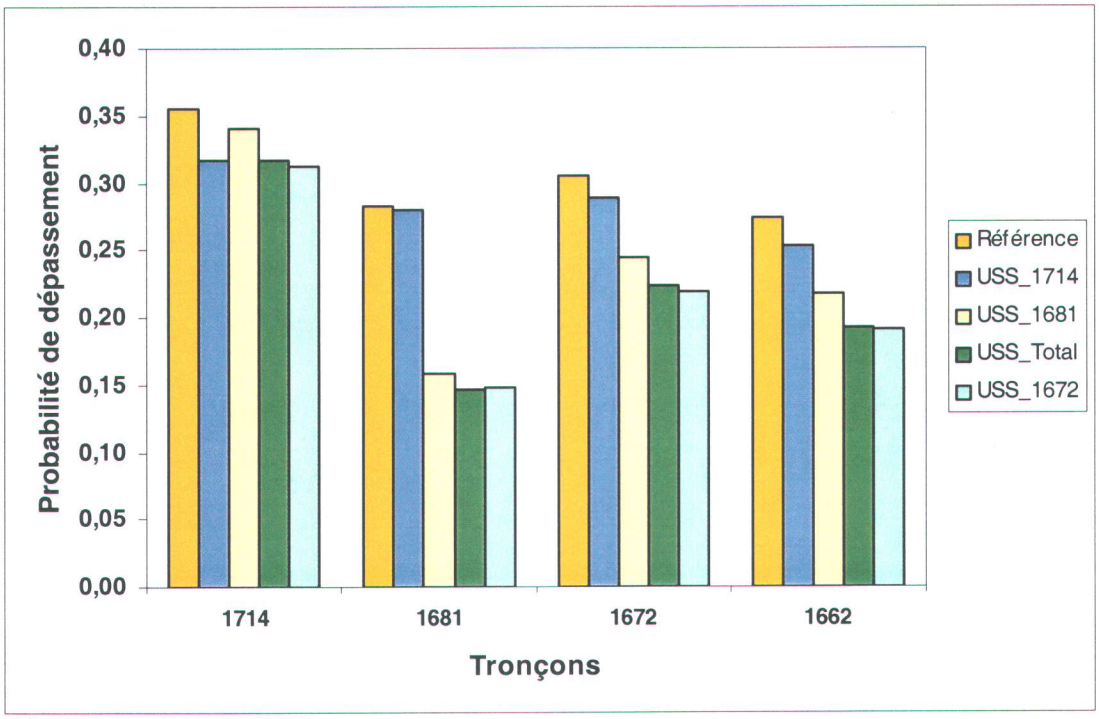

Figure 4.9 **Probabilités de dépassement moyennes calculées pour les quatre tronçons suite à l'application de l'état de référence et du *REA* sur les différentes unités de gestion de type *USS***

4.5 ESTIMATION DES AVANTAGES

Pour l'estimation des avantages monétaires, une sélection au niveau des tronçons et des usages de l'eau était nécessaire étant donné la proximité des tronçons à l'étude. Cette proximité avait pour effet que la population concernée par les usages était la même. Voulant éviter toute surestimation des avantages, la sommation des avantages monétaires n'est effectuée que pour des usages différents pour les deux tronçons choisis. Nous avons ainsi choisi un tronçon auquel des usages existants sont associés et un tronçon pour lequel on peut y définir des usages potentiels. La sélection s'est faite en fonction de la localisation des tronçons par rapport aux unités de gestion et des résultats de qualité de l'eau obtenus à la section précédente. Les tronçons choisis sont

les suivants : (i) le tronçon 1662 pour les usages existants (baignade et pêche) et, (ii) le tronçon 1681 pour des usages potentiels (canot, camping et parc) (voir tableau 4.7).

Les usages de l'eau retenus n'étant pas identiques, l'addition des avantages monétaires pour ces deux tronçons constitue les avantages totaux suite à l'application du scénario de gestion agricole (*REA*). Tel que mentionné à la section 3.5.2.1, les dépenses associées à la pratique de la pêche sont de 63 $/jour/personne et le surplus du consommateur de 9,6 $/jour/personne tandis que les dépenses et le surplus du consommateur pour les autres activités reliées à la nature sont de 34 $/jour/personne et 5 $/jour/personne respectivement [Environnement Canada, 1999]. La population prise en considération pour les tronçons a été déterminée à partir d'un rayon de 25 km de ces derniers (superficie d'environ 1 964 km^2 située en périphérie des tronçons choisis). Selon notre appréciation, ce rayon représente une distance raisonnable à parcourir pour la pratique des activités récréatives retenues. Cela représente une population de 93 327 habitants pour le tronçon 1662 et de 98 144 pour le tronçon 1681. Pour le tronçon 1662, on estime la population pratiquant la baignade à 15 306 personnes (16,4 % de la population) et à 16 426 pour la pêche (17,6 % de la population) tandis que pour le tronçon 1681, la population pratiquant le canot est de 8 440 personnes (8,6 %), le camping 12 170 personnes (12,4 %) et de 23 751 personnes pour la fréquentation de parc (24,2 %).

Tableau 4.7 Description des usages de l'eau associés aux tronçons à l'étude

Tronçon	Type d'usage	Description
1662	Contact primaire	Baignade
	Contact visuel	Pêche
1681	Contact secondaire	Canot
	Contact visuel	Camping
		Parc

Les principaux résultats de l'estimation des avantages monétaires associés aux usages de l'eau retenus pour les deux tronçons choisis sont résumés au tableau 4.8. Les tableaux D.4 et D.5 présentent l'ensemble des résultats concernant l'estimation des avantages monétaires. L'estimation des avantages totaux associés à la récupération potentielle des usages de l'eau est faite à l'aide de la somme des avantages pour les deux tronçons retenus. Suite à l'application du *REA*, pour l'unité de gestion USS_1672, un total de 327 465 jours d'activités récréatives (baignade et pêche) est estimé comparativement à 293 869 jours pour l'état de référence. Pour déterminer les avantages nets découlant de l'amélioration de la qualité de l'eau, les avantages monétaires associés à l'état de référence ont été soustraits à ceux calculés pour les scénarios de gestion. Ainsi, pour le tronçon 1662 et l'unité de gestion USS_1672, les avantages monétaires du scénario de gestion sont de 17 321 237 $ comparativement à 15 544 151 $ pour l'état permanent, ce qui représente un gain net de 1 777 086 $ pour l'amélioration de la qualité de l'eau suite à l'application du *REA*.

La figure 4.10 illustre les avantages monétaires nets suite à l'application du scénario de gestion pour chacune des échelles de gestion. Les avantages monétaires les plus importants sont calculés pour les échelles de gestion USS_1672 et USS_Total, avec respectivement 5 236 386 et 5 247 197 $. Les avantages monétaires les plus faibles ont été mesurés pour l'échelle de gestion USS_1714 (449 624 $). Il faut noter que pour le tronçon 1681, les avantages nets associés à l'unité USS_1714 sont nuls; cela provient du fait qu'aucune amélioration de la qualité de l'eau n'a été observée pour ce tronçon. Pour l'ensemble des unités de gestion, les avantages nets les plus importants sont estimés pour le tronçon 1681. Cela peut s'expliquer par la nature et le nombre des activités récréatives associées à ce tronçon. En effet, pour ce tronçon, on retrouve un total de trois activités comparativement à deux pour le tronçon 1662.

Tableau 4.8 Avantages monétaires de la récupération potentielle des usages de l'eau pour les différentes unités de gestion

Tronçon	Unités de gestion	Avantages Nets ($)
1662	Mun_3	1 541 569
	Mun_4	1 541 569
	Mun_5	1 627 211
	USS_1714	449 624
	USS_1681	1 198 998
	USS_Total	1 734 265
	USS_1672	1 777 086
1681	Mun_3	3 405 667
	Mun_4	3 378 851
	Mun_5	3 432 484
	USS_1714	-
	USS_1681	3 191 137
	USS_Total	3 512 932
	USS_1672	3 459 300

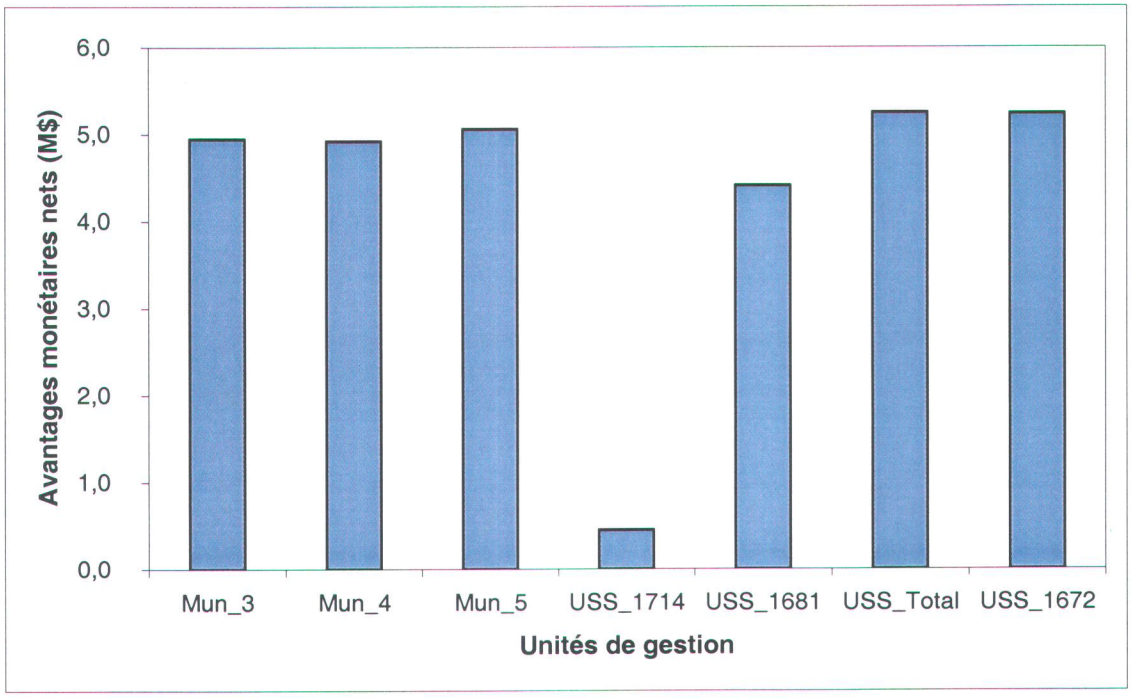

Figure 4.10 Avantages monétaires totaux pour la récupération potentielle des usages de l'eau pour l'ensemble des unités de gestion

4.6 CALCUL DES COÛTS

Les coûts sont calculés pour tous les paramètres de gestion modifiés lors de la définition des attributs agricoles du scénario de gestion. Étant donné la nature du scénario de contrôle défini (application du *REA*), aucune modification au niveau des productions animale, productions végétales et des pratiques culturales n'a été nécessaire. La règle de gestion des fertilisants associée à l'application du scénario *REA* consiste à satisfaire la demande agronomique en phosphore (en conformité à un *PAEF*) et ensuite traiter les surplus d'engrais de ferme. On fait ici l'hypothèse que le fumier est utilisé en premier pour satisfaire la règle de gestion et les surplus d'engrais de ferme sont traités. Ainsi, l'épandage des engrais de ferme et la gestion des fertilisants sont les seuls attributs agricoles qui ont été modifiées pour cet exemple d'application.

Le tableau 4.9 présente les bilans agronomiques en azote et en phosphore pour les différentes unités de gestion à l'étude ainsi que les volumes d'engrais de ferme à traiter suite à l'application de la règle de gestion. Les volumes d'engrais en surplus ont été déterminés à l'aide du bilan en phosphore. On retrouve, pour ces unités de gestion, des bilans agronomiques positifs élevés indiquant des surplus assez importants : par exemple, 192,2 kg *N*/ha et 123,8 kg *P*/ha pour Mun_3, 167,7 kg *N*/ha et 109,6kg *P*/ha pour USS_1681. Les volumes en surplus les plus importants ont été calculés pour les unités de gestion Mun_5 et Mun_4 avec respectivement 1 429 653 et 1 348 888 m^3.

Tableau 4.9 Bilans agronomiques et volumes d'engrais de ferme en surplus pour les unités de gestion

Unités de gestion	Bilans agronomiques (kg/ha)		Volumes d'engrais de ferme en surplus (m^3)
	Azote	Phosphore	
Mun_3	192,2	123,8	1 327 613
Mun_4	165,1	106,8	1 348 888
Mun_5	141,7	91,7	1 429 653
USS_1714	89,4	67,9	284 451
USS_1681	167,7	109,6	595 179
USS_Total	130,5	85,0	879 657
USS_1672	105,6	69,1	918 187

Le tableau 4.10 présente les données de coûts de l'épandage des engrais de ferme et ceux du traitement des surplus, pour satisfaire la règle de gestion du scénario. Les tableaux D.6 et D.7 de l'annexe D, présentent l'ensemble des coûts pour toutes les pratiques agricoles. Pour les scénarios de gestion, les coûts sont liés à la superficie agricole de l'unité de gestion et au volume d'engrais de ferme à épandre. Ainsi, l'unité de gestion ayant la plus grande superficie agricole (Mun_5) est celle qui affiche les coûts pour l'épandage les plus élevés (1 322 598 $). Les coûts pour l'épandage lors de l'application du *REA* sont dans tous les cas plus faibles que ceux pour l'état permanent. Cela reflète la nature de la règle de gestion utilisée; l'épandage d'engrais de ferme est alors moins important pour le scénario *REA* que pour l'état de référence. Par exemple, pour l'unité de gestion USS_1672, les coûts de l'épandage pour l'état de référence étaient de 2 890 011 $ comparativement à 1 154 638 $ pour le *REA*.

Les coûts retenus pour le traitement complet sont de 12 $/m^3 [FPPQ, 2001]. Les coûts comprennent les coûts d'immobilisation (coûts d'acquisition et d'installation amortis sur la durée de vie utile de la technologie et coûts du capital) et les coûts d'opération (frais de main-d'œuvre et de forfait, d'énergie et des intrants). Des équipements sur place et la possibilité de valoriser les produits des traitements pourraient réduire les coûts. Les coûts de traitement les plus élevés sont observés pour les unités de gestion où l'on retrouve les volumes d'engrais de ferme en surplus les plus importants : Mun_3, Mun_4 et Mun_5.

Tableau 4.10 Coûts de l'épandage des engrais de ferme et du traitement des surplus pour l'ensemble des unités de gestion

Unités de gestion	Coûts de l'épandage ($)		Coûts de traitement ($)	
	Référence	*REA*	Référence	*REA*
Mun_3	3 451 574	878 675	0	15 931 356
Mun_4	3 612 583	1 038 898	0	16 186 658
Mun_5	4 024 642	1 322 598	0	17 155 832
USS_1714	984 807	447 195	0	3 413 407
USS_1681	1 584 735	459 847	0	7 142 150
USS_Total	2 569 542	906 990	0	10 555 887
USS_1672	2 890 011	1 154 638	0	11 018 240

La figure 4.11 présente les coûts nets des scénarios de gestion pour l'ensemble des échelles de gestion. Ce sont les échelles de gestion par municipalités qui affichent les coûts des scénarios les plus élevés : ces derniers varient entre 13,4 et 14,5 M$. L'échelle USS_1714 possède les coûts les moins importants : le volume d'engrais de ferme en surplus est le plus petit ainsi que la superficie agricole. Pour les autres groupes d'*USS*, les coûts sont dans l'ensemble plus faibles que ceux pour les unités de gestion de type municipalités. Ce constat est intéressant car, pour une amélioration de la qualité semblable pour les différentes unités de gestion, des coûts moindres vont vraisemblablement amener des ratios avantages-coûts plus élevés. Des coûts de gestion plus faibles auront ce même impact sur les ratios.

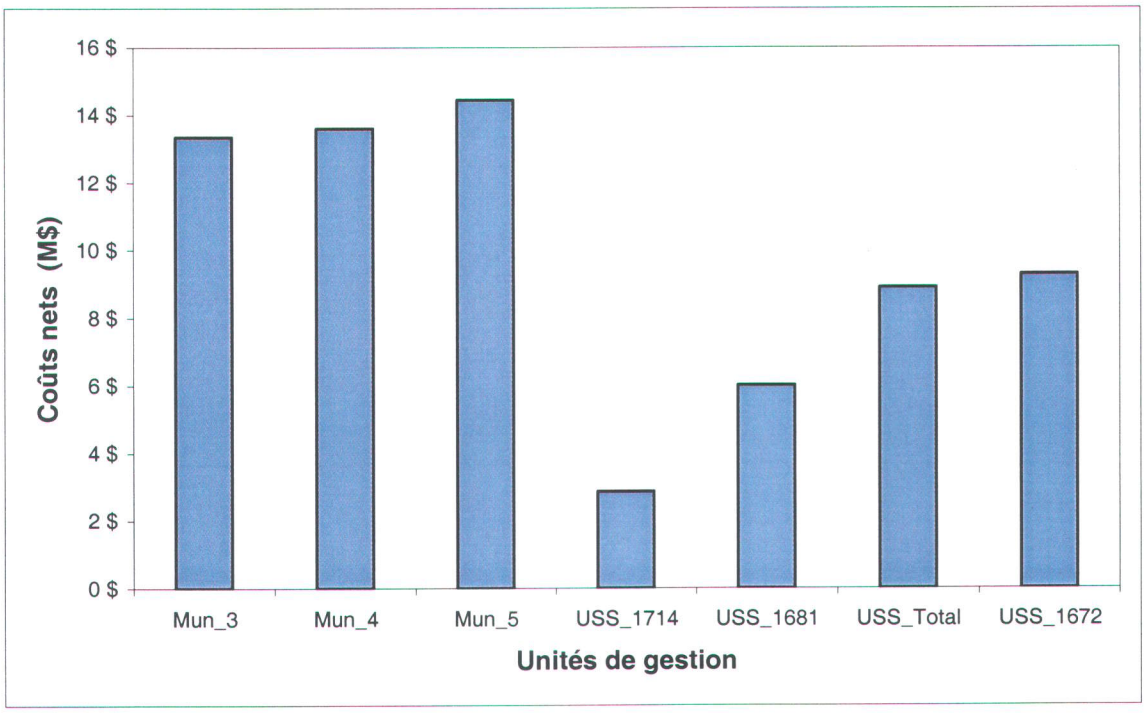

Figure 4.11 Coûts nets des scénarios de gestion pour les différentes unités de gestion

4.7 RATIO AVANTAGES-COÛTS DES DIFFÉRENTES ÉCHELLES DE GESTION

Un ratio avantages-coûts a été calculé pour chacune des unités de gestion à l'étude. Dans un premier temps, il faut noter que le ratio avantages-coûts calculé ne prend pas en considération les aspects socio-économiques associés à l'application du *REA* (par exemple, les retombées économiques associées à la présence de ces usines de traitement de lisier, amélioration de la qualité de l'air, amélioration de la santé et du bien-être de la population). Le tableau 4.11 présente les données d'avantages, de coûts des scénarios et les ratios avantages-coûts pour toutes les unités de gestion. La figure 4.12 illustre ces ratios pour l'ensemble des unités de gestion.

Les unités de gestion de type municipalités amènent des ratios avantages-coûts assez semblables; ils varient entre 0,35 et 0,37. C'est pour l'unité de gestion Mun_3 que le ratio calculé est le plus élevé (0,37) et pour l'unité Mun_5 le ratio le plus faible (0,35). Cela démontre, dans un premier temps, que peu importe le nombre de municipalités, les résultats de l'analyse avantages-coûts sont sensiblement les mêmes. L'impact du scénario de contrôle sur une unité de gestion plus petite peut être plus important d'un point de vue économique. Tel que mentionné précédemment, la comparaison d'unités de gestion avec des coûts de gestion différents et des probabilités de dépassement semblables, occasionne des ratios avantages-coûts distincts. Dans ce cas-ci, une relation entre la taille de l'unité de gestion et le ratio calculé peut être signalée; l'unité de gestion avec la plus petite superficie agricole amène un ratio plus élevé.

Tableau 4.11 Données des avantages monétaires, des coûts des scénarios et des ratios avantages-coûts pour les différentes unités de gestion

Unités de gestion	Avantages monétaires ($)	Coûts du scénario ($)	Ratio avantages-coûts
Mun_3	4 947 236	13 358 457	0,37
Mun_4	4 920 420	13 612 972	0,36
Mun_5	5 059 695	14 453 788	0,35
USS_1714	449 624	2 875 795	0,16
USS_1681	4 411 546	6 017 262	0,73
USS_Total	5 247 197	8 893 335	0,59
USS_1672	5 236 386	9 282 867	0,56

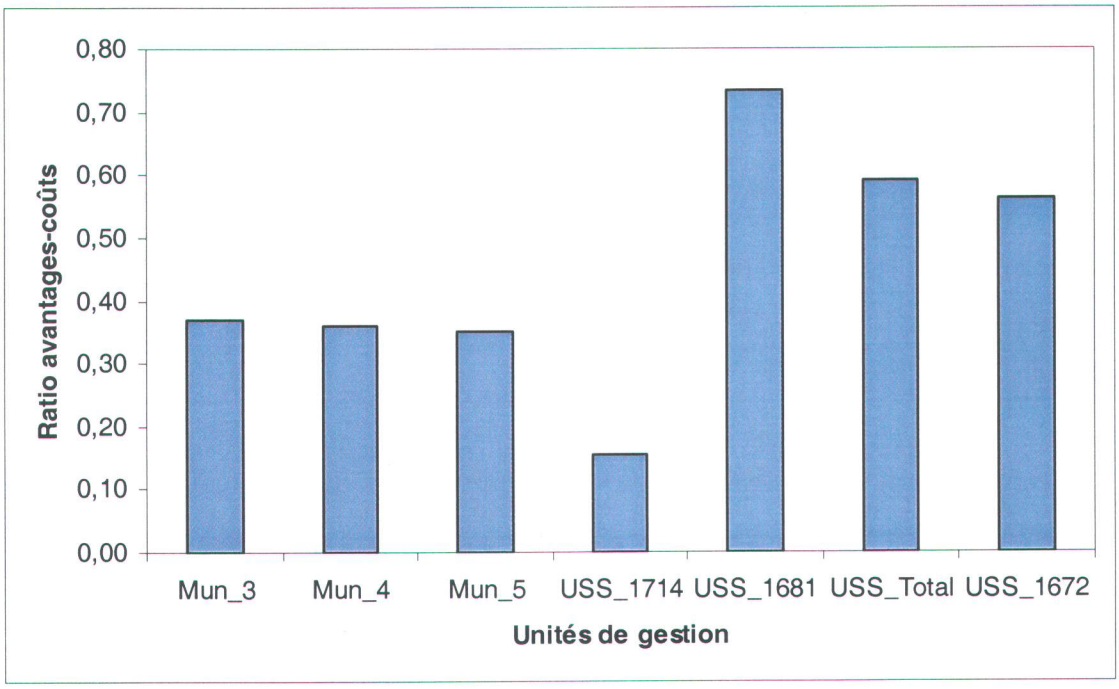

Figure 4.12 Ratio avantages-coûts pour les différentes échelles de gestion à l'étude

Les deux unités de gestion avec les plus importants avantages estimés (USS_1672 et USS_Total) affichent des ratios avantages-coûts du même ordre de grandeur, respectivement 0,56 et 0,59. Ces résultats sont conséquents de ceux observés dans les sections précédentes pour les avantages monétaires et les coûts des scénarios. Les probabilités de dépassement du même ordre de grandeur amenant des estimations d'avantages monétaires similaires (0,2 % de différence) et les coûts de gestion peu différents (4 % de différence) pour les deux unités ont produit ces similitudes au niveau des résultats. C'est pour l'échelle de gestion USS_1714 que le ratio avantages-coûts le plus faible a été calculé. Pour sa part, l'unité de gestion USS_1681 est celle qui affiche le ratio avantages-coûts le plus élevé : le ratio calculé est de 0,73. Ce résultat concorde avec ceux présentés précédemment. Les avantages monétaires estimés n'étaient pas les plus importants (4 411 546 $) mais la comparaison avec des coûts de gestion assez faibles (6 017 262 $) explique le ratio obtenu. Ce dernier indique que les avantages sont moindres que les coûts engendrés par l'application du scénario de gestion. La faible différence entre les avantages et les coûts peut laisser place à des interprétations multiples. Par exemple, si l'ensemble de la société désire une amélioration de la qualité de l'eau sans pour autant être l'usager, on peut, d'un point de vue politique, distribuer le coût excédentaire à cette dernière afin d'obtenir un rapport avantages-coûts égal ou supérieur à 1.

L'intégration dans les avantages monétaires de l'amélioration de la qualité de l'eau de valeurs intrinsèques (valeurs d'existence, d'option, de legs et écologiques) est un facteur qui peut contribuer à modifier grandement le ratio avantages-coûts obtenu. Ces données sont difficilement transférables d'une étude à une autre et leurs valeurs monétaires disponibles sont souvent discutables. Pour cette étude, nous avions choisi de ne pas les considérer dans le calcul des avantages totaux, nous contentant de considérer les valeurs des usages directs associés à l'eau.

D'un autre côté, le développement et la mise en place de procédés de traitement du lisier plus économiques vont se refléter par un ratio plus grand, démontrant ainsi l'intérêt de respecter la réglementation en vigueur. La valorisation des produits du traitement des surplus peut aussi contribuer à diminuer les coûts de traitement et ainsi à améliorer le ratio avantages-coûts du scénario à l'étude. On peut aussi justifier

l'application du scénario de gestion par le fait que l'estimation des avantages ne tient pas compte de toutes les valeurs des usages et non-usages touchés par l'amélioration de la qualité de l'eau : paysage, santé des résidents, qualité de vie, ...

4.8 CONTEXTUALISATION DES RÉSULTATS

Afin de préciser les différentes relations mentionnées précédemment, certaines analyses ont été effectuées. Une analyse fréquentielle des ratios avantages-coûts a été effectuée pour examiner les variations obtenues pour l'exemple d'application. L'influence des débits simulés sur les résultats des ratios a été considérée. Finalement, une analyse de sensibilité du module d'analyse avantages-coûts a été réalisée pour les paramètres suivants : avantages monétaires, coûts de traitement des surplus et probabilités de dépassement du *CQE*.

4.8.1 Analyse fréquentielle pour le ratio avantages-coûts

En utilisant les résultats de l'exemple d'application, les valeurs minimale, maximale, moyenne et médiane des ratios avantages-coûts calculés ont été identifiées pour l'ensemble des dix années de simulation. Cet exercice avait pour objectif d'illustrer la répartition des ratios calculés. Le tableau 4.12 présente les différents résultats obtenus. Une grande variabilité est observée entre les différents ratios : la valeur minimale obtenue est de 0,04 comparativement à 1,08 pour la valeur maximale. La médiane est 8 % supérieure à la moyenne. Cela peut signifier que la moyenne calculée est représentative de la distribution des différents ratios obtenus.

4.8.2 Influence des débits simulés sur les ratios

Pour préciser les différentes corrélations obtenues, quelques-unes des relations existantes entre certains aspects hydrologiques simulés par GIBSI et les paramètres de l'analyse avantages-coûts de l'exemple d'application, ont été examinées. Une corrélation a été établie entre les volumes d'eau et les ratios avantages-coûts pour chacune des dix années de simulation. Les résultats sont présentés au tableau 4.13. Les volumes d'eau calculés pour le tronçon 1662 l'ont été à partir des débits simulés pour la période estivale, pour chacune des années de simulation. Les années 1983 et 1985 sont celles où l'on retrouve les volumes d'eau estivaux les plus faibles, soit respectivement 9 885 897 et 25 379 240 m^3. Les volumes les plus importants ont été calculés pour les années 1984 et 1986 avec respectivement 103 813 747 et 164 704 156 m^3.

La figure 4.13 illustre la relation observée. Cette dernière est de type linéaire : plus le volume d'eau est important, plus le ratio avantages-coûts est faible. Un coefficient de détermination (R^2) de 0,79 a été calculé. En effet, pour les années 1977, 1983 et 1985, les volumes d'eau estimés pendant la période estivale sont les plus faibles des dix années de simulation et les ratios calculés (respectivement de 0,81, 1,08 et 1,08) sont les plus élevés. Cette observation est importante car elle souligne l'importance du choix de la ou des série(s) météorologique(s) pour l'application du scénario de contrôle de la pollution diffuse. L'impact du scénario de contrôle ne sera pas le même en fonction de la chronique météorologique choisie. Ainsi, une simulation à l'aide d'une année dont les débits estimés sont élevés amènera des ratios avantages-coûts moins élevés.

Tableau 4.12 Résultats de l'analyse fréquentielle des ratios avantages-coûts

Résultats	Valeurs caractéristiques			
	Minimale	Maximale	Médiane	Moyenne
Ratio avantages-coûts[1]	0,04	1,08	0,81	0,73
Probabilité de dépassement				
État de référence	0,35	0,24	0,28	0,27
Scénario *REA*	0,34	0,11	0,19	0,22
Année de simulation	1986	1977	1980	1985

Tableau 4.13 Volume d'eau annuel simulé au tronçon 1662 et ratio avantages-coûts pour chacune des années de simulation

Année de simulation	Volume d'eau (m^3)	Ratio avantages-coûts
1977	33 413 083	0,80
1978	39 345 826	0,86
1979	62 179 471	0,58
1980	55 255 573	0,68
1981	97 944 889	0,83
1982	55 587 859	0,81
1983	9 885 897	1,08
1984	103 813 747	0,58
1985	25 379 240	1,08
1986	164 704 156	0,04

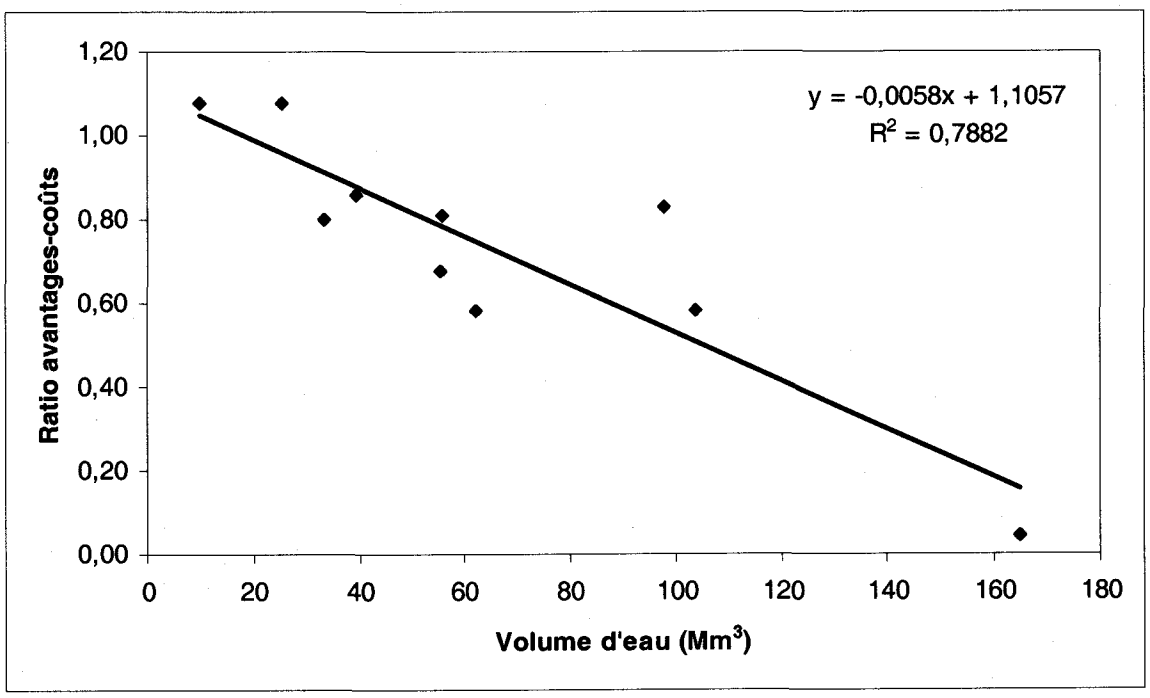

Figure 4.13 Relation entre les volumes d'eau estivaux et les ratios avantages-coûts pour les années de simulation

4.8.3 Analyse de sensibilité

Une analyse permettant de déterminer l'impact de la variabilité de certains paramètres sur les résultats de l'analyse avantages-coûts a été effectuée. Les variables retenues pour cette analyse sont les valeurs monétaires des avantages, les coûts de traitement et les probabilités de dépassement du *CQE* (phosphore total). Le tableau 4.14 présente les résultats de cette analyse de sensibilité. La figure 4.14 illustre les effets observés sur les ratios avantages-coûts lorsque des variations entre –50 % et + 50 % sont appliquées sur les paramètres. Selon notre appréciation des résultats, la plage de variation retenue est représentative car le ratio AC plus grand que 1 y est inclus. Ces variations nous ont permis de déterminer quels sont la valeur des avantages, le coût de traitement et la probabilité de dépassement nous permettant d'obtenir un ratio avantages-coûts égal à 1. Le premier constat effectué est la linéarité des relations entre les paramètres et le ratio avantages-coûts. Pour la valeur des avantages monétaires, une augmentation de 37,5 % a été nécessaire pour l'obtention d'un ratio avantages-coûts égal à 1. Les variations des avantages monétaire se sont faits sans discernement aux niveau du type d'usages, du consentement à payer et au taux de participation à l'activité. Pour les coûts de traitement des surplus, une diminution de 22,5 % des coûts (de 12 à 9,30 $/m^3) amène un ratio avantages-coûts de 1. Une diminution de 20 % des probabilités de dépassement moyenne pour le scénario *REA* (de 0,22 à 0,17 pour le tronçon 1662 et de 0,16 à 0,13 pour le tronçon 1681) a été nécessaire pour amener le ratio à une valeur plus grande que 1. Pour ces probabilités de dépassement, on ne s'est pas interrogé sur le comment on pourrait atteindre ces variations. On peut supposer que l'atteinte de ces résultats pourrait se faire par le retrait de certaines terres en cultures mais cela va rester à vérifier car les coûts de ces scénarios vont être à vérifier. À court terme, la diminution des coûts de traitement pourrait être un élément clé lors de l'évaluation d'un scénario de gestion. Le développement de procédés de traitement plus performants, tant d'un point de vue environnemental qu'économique, serait un aspect important lors de la prise de décision. Ces hypothèses seront à vérifier lors de travaux futurs.

Tableau 4.14 Résultats de l'analyse de sensibilité pour les deux paramètres retenus

Paramètre	Variation (%)	Avantages nets ($)	Coûts nets ($)	Ratio avantages-coûts
Référence	-	4 411 546	6 017 262	0,73
Coûts de gestion	- 50,0	4 411 546	2 446 187	1,57
	- 40,0	4 411 546	3 160 402	1,40
	- 30,0	4 411 546	3 874 617	1,14
	- 20,0	4 411 546	4 588 832	0,96
	- 10,0	4 411 546	6 303 047	0,83
	10,0	4 411 546	6 731 477	0,65
	20,0	4 411 546	7 445 692	0,59
	30,0	4 411 546	8 159 907	0,54
	40,0	4 411 546	8 874 122	0,50
	50,0	4 411 546	9 588 337	0,46
Probabilités de dépassement	- 50,0	8 837 191	6 017 262	1,47
	- 40,0	7 946 741	6 017 262	1,32
	- 30,0	7 056 291	6 017 262	1,25
	- 20,0	6 388 453	6 017 262	0,99
	- 10,0	5 275 391	6 017 262	0,88
	10,0	3 494 491	6 017 262	0,58
	20,0	2 604 041	6 017 262	0,43
	30,0	1 713 591	6 017 262	0,29
	40,0	823 141	6 017 262	0,14
	50,0	-	6 017 262	-
Avantages	- 50,0	2 205 773	6 017 262	0,37
	- 40,0	2 646 928	6 017 262	0,44
	- 30,0	3 088 082	6 017 262	0,51
	- 20,0	3 529 237	6 017 262	0,59
	- 10,0	3 970 391	6 017 262	0,66
	10,0	4 852 701	6 017 262	0,81
	20,0	5 293 855	6 017 262	0,88
	30,0	5 735 010	6 017 262	0,95
	40,0	6 716 164	6 017 262	1,03
	50,0	6 617 319	6 017 262	1,10

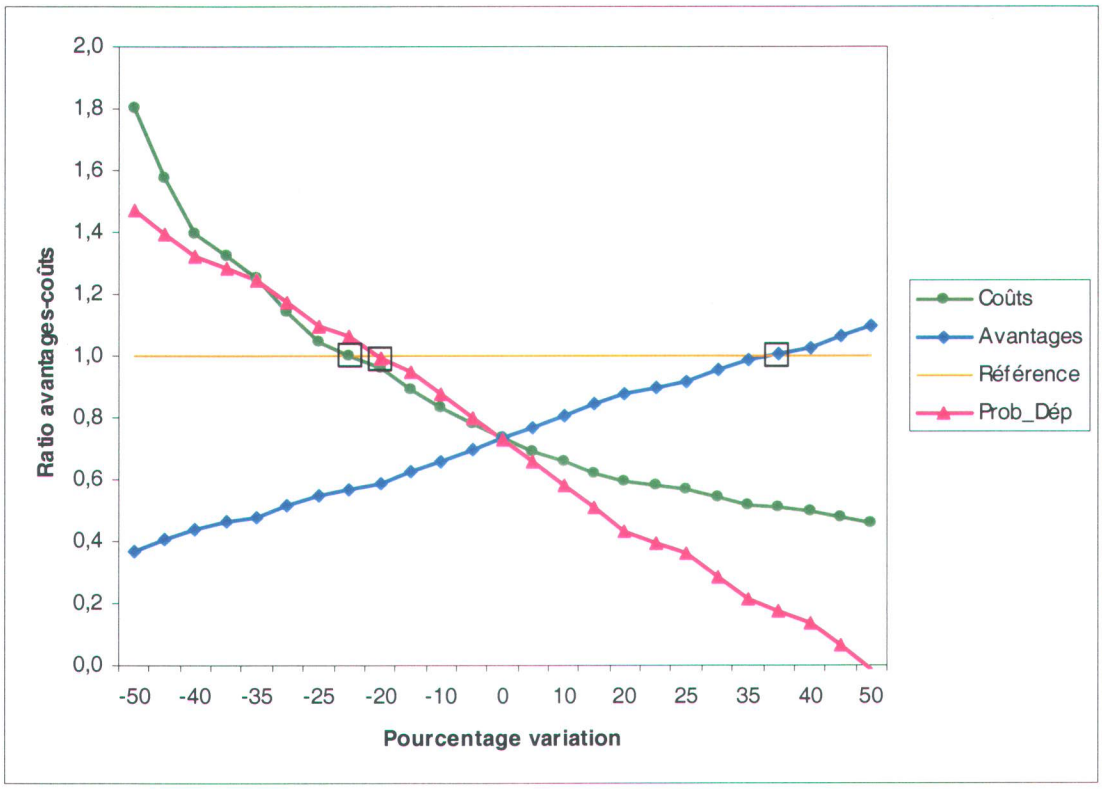

Figure 4.14 Résultats de l'analyse de sensibilité

À l'aide du coût de traitement permettant l'atteinte d'un ratio avantages-coûts égal à 1, nous avons effectué une analyse fréquentielle afin d'illustrer la répartition des ratios calculés. Les résultats sont présentés au tableau 4.15. On observe une grande variabilité entre les différents ratios calculés : le ratio minimum est de 0,06 comparativement à 1,47 comme ratio maximal. Les probabilités de dépassement observées pour le calcul de la valeur de ratio maximale sont de 0,25 pour l'état de référence et de 0,12 pour le scénario *REA*. La médiane (1,10) est supérieure de 12 % à la moyenne (0,98). Il est ainsi possible d'affirmer que la moyenne calculée est représentative de la distribution des différents ratios obtenus.

Tableau 4.15 Résultats de l'analyse fréquentielle des ratios avantages-coûts calculés avec le coût de traitement optimisé

Résultats	Valeurs caractéristiques			
	Minimale	Maximale	Médiane	Moyenne
Ratio avantages-coûts[1]	0,06	1,47	1,10	0,98
Probabilité de dépassement				
État de référence	0,35	0,25	0,28	0,22
Scénario *REA*	0,35	0,12	0,19	0,13
Année de simulation	1986	1983	1982	1977

4.9 SOMMAIRE ET CONCLUSION

L'étude de la situation prévalant sur le bassin de la rivière Chaudière et des enjeux a permis de définir une problématique correspondant aux besoins de la recherche et ainsi déterminer une zone d'intérêt pour l'application du scénario de gestion choisi. La présence d'une densité de culture causant des problèmes de pollution diffuse agricole et d'une grande concentration d'unités animales a justifié le choix du sous-bassin de la rivière Beaurivage. Certains secteurs de ce bassin offrent un potentiel de récupération d'usages de l'eau. Le scénario de gestion de la pollution diffuse agricole choisi est l'application en première approximation, du *Règlement sur les exploitations agricoles* (*REA*) tout particulièrement l'application du *PAEF*.

Différentes unités de gestion, à l'intérieur du sous-bassin Beaurivage, ont été testées pour déterminer laquelle permet la plus importante amélioration de la qualité de l'eau suite à l'application du scénario *REA* et, par le fait même, le meilleur ratio avantages-coûts. Les échelles de gestion ont été analysées à l'aide des probabilités de dépassement, des avantages monétaires de la récupération potentielle des usages de l'eau, des coûts des scénarios et des ratios avantages-coûts. Pour évaluer les résultats obtenus, quatre tronçons ont été définis en fonction des usages de l'eau actuels et potentiels. Pour un même tronçon, les probabilités de dépassement pour la gestion par municipalités n'ont pas démontré de différence significative pour les trois unités. Par contre, pour la gestion par groupe d'*USS*, pour trois des quatre tronçons, des

différences au niveau des probabilités suite à l'application du scénario *REA* ont été observées. Par exemple, pour le tronçon 1681, les probabilités de dépassement variaient entre 0,15 et 0,28 en fonction des unités de gestion choisies. Les deux unités de gestion affichant les plus faibles probabilités sont celles composées, d'une part, du groupe d'*USS* ayant pour exutoire le tronçon 1672 (USS_1672), et, d'autre part, de l'unité nommée USS_Total. Ces échelles de gestion couvraient bien la superficie agricole du sous-bassin.

Pour les avantages monétaires, les mêmes constats ont été faits. En effet, la relation linéaire entre les probabilités de dépassement et les avantages monétaires permet d'apporter les mêmes remarques : pour l'ensemble des unités de gestion, c'est pour l'unité de gestion USS_1672 que l'on retrouve les avantages monétaires nets les plus importants (5 236 386 $). Pour les unités de gestion de type municipalités, les avantages estimés sont aussi importants : ils varient entre 4 947 236 et 5 059 695 $.

Les coûts des scénarios sont, pour leur part, associés à l'importance des productions animales et au bilan agronomique du phosphore retrouvé dans les différentes unités de gestion. Les coûts les plus importants sont associés aux différentes unités de type municipalités. Cela peut s'expliquer par la superficie des régions à l'étude et l'importance de la production agricole qui y est retrouvée. Les coûts les plus importants ont été calculés pour l'unité Mun_5 (14 435 788 $) et les plus faibles pour l'USS_1714 (2 875 795 $).

Pour le ratio avantages-coûts, deux unités de gestion se sont démarquées par un ratio plus important. Les unités de gestion USS_1681 et USS_Total ont démontré des ratios respectifs de 0,73 et 0,59, suite à l'application du scénario *REA* et à l'amélioration des usages de l'eau pour les tronçons 1662 et 1681. Ces analyses nous ont permis de déterminer l'unité de gestion la plus adéquate et de choisir les tronçons afin d'effectuer l'exemple d'application.

L'exemple d'application présenté comprenait l'évaluation des avantages de l'amélioration de la qualité de l'eau suite à l'application du scénario *REA*, pour des usages de l'eau de types contacts primaire, secondaire et visuel. Ainsi, pour l'unité de

gestion USS_1681, l'amélioration de la qualité de l'eau se traduit par un gain annuel de 104 896 jours pour la pratique de ces usages de l'eau, ce qui représente des avantages monétaires nets de 4 411 546 $. Ces données sont représentatives de la série météorologique des années 1977 à 1986. L'application du scénario *REA* se traduisant par le traitement du surplus de lisier, le volume à traiter est de 595 179 m^3 pour un coût total pour le scénario de 6 017 262 $. La différence entre les avantages monétaires et les coûts engendrés par l'implantation du *REA* dans la municipalité est d'environ 27 %, ce qui se traduit par un ratio avantages-coûts calculé de 0,73. Il est important de mentionner que les avantages monétaires comptabilisés ne comportaient que les valeurs associées aux usages de l'eau associés aux tronçons. Les valeurs intrinsèques (valeurs d'existence, d'option, d'existence, d'héritage et écologiques) n'ont pas été prises en compte dans cette analyse. Leur incorporation même partielle dans l'estimation des avantages amènerait un ratio avantages-coûts plus élevé justifiant de façon plus importante l'application du scénario de gestion agricole.

Une évaluation de la validité des résultats a permis d'observer une disparité entre les données mesurées et les données simulées de phosphore total. La distribution des écarts absolus entre ces deux types de données a démontré une sous-estimation des concentrations simulées par GIBSI. Ces différences ne remettent pas en question la validité de la méthode développée. La contextualisation des résultats a permis d'illustrer la répartition des ratios calculés. La comparaison entre les valeurs moyenne et médiane démontre que la moyenne calculée est représentative de la distribution des différents ratios obtenus. Une corrélation directe entre les volumes d'eau estivaux et les ratios calculés a été établie. Ainsi, plus les volumes d'eau simulés sont importants, plus les ratios calculés sont faibles. Ces analyses ont démontré que les divers résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution. L'analyse de sensibilité des paramètres du module avantages-coûts a permis de déterminer que la variation des coûts des scénarios de gestion a le plus d'impact sur les ratios obtenus. À court terme, la diminution des coûts de traitement pourrait être un élément très important lors de l'évaluation d'un scénario de gestion

L'actualisation des données n'a pas été effectuée car les bénéfices et les coûts ne sont considérés que pour une courte période. L'hypothèse d'une récupération potentielle

immédiate des usages après les interventions a été faite. Étant donné la difficulté de prévoir les conditions météorologiques pour l'année suivante, nous avons utilisé la moyenne de dix années de simulation afin de bien représenter les différentes chroniques météorologiques possibles. Les coûts sont ceux de l'application du scénario de gestion (*REA*) pour une année. Les avantages monétaires de la récupération potentielle moyenne des usages de l'eau sont aussi des avantages pour une année.

Les résultats obtenus démontrent l'efficacité de l'application de réglementations telles que le *REA* afin d'améliorer la qualité de l'eau et la pratique des usages associés. L'utilisation d'un modèle de qualité de l'eau associé à une méthode d'analyse avantages-coûts s'avère bénéfique. Cet outil d'aide à la décision pourra appuyer l'aide à la décision dans le cadre d'activités de planification face à la ressource eau.

5. CONCLUSION

Dans une optique de développement durable de l'agriculture, il est important d'être en mesure d'évaluer l'impact des politiques sur la qualité de l'eau, et plus précisément les programmes d'intervention ou les pratiques agricoles visant le contrôle de la pollution diffuse agricole. L'intégration d'un module d'analyse d'avantages-coûts à un modèle hydrologique représente un moyen efficace et rapide d'obtenir une estimation des impacts agricoles, environnementaux et économiques de l'application de tels programmes et pratiques. Cette association permet en outre, une meilleure compréhension et une estimation des avantages et des coûts privés et sociaux de l'amélioration de la qualité de l'eau ainsi qu'à la mise en place de politiques et réglementations de la pollution diffuse agricole.

La présente étude a permis d'illustrer, à l'aide d'un exemple d'application, une méthode d'analyse avantages-coûts de scénarios de contrôle de pollution diffuse agricole dans le cadre d'une gestion par bassin versant. Plus particulièrement, nous avons démontré l'importance de l'évaluation monétaire dans la prise de décision concernant l'application d'un scénario découlant du *Règlement sur les exploitations agricoles* (*REA*). La méthode développée permet de prendre en considération l'impact de l'amélioration de la qualité de l'eau sur les usages de l'eau retrouvés dans la zone à l'étude.

5.1 MÉTHODE DÉVELOPPÉE

La méthode d'analyse développée a mené à la création d'un cadre de travail peu complexe permettant l'évaluation des avantages monétaires de services environnementaux. Les cinq étapes de la méthode reposent sur la définition d'un cadre d'application menant à la simulation, à l'aide de GIBSI, des impacts sur la qualité de l'eau du scénario de gestion défini. Cette approche pragmatique permet d'évaluer les avantages associés à l'amélioration de la qualité de l'eau et de calculer les coûts du

scénario pour aboutir à un ratio avantages-coûts pouvant être utilisé comme outil d'aide à la décision. L'estimation des avantages s'inspire en grande partie de la méthode développée par la *FWR* [1996]. L'utilisation du transfert de bénéfices pour l'obtention de données monétaires associées aux usages à l'étude permet d'économiser temps et argent en vue d'obtenir une aide à la décision rapide et fiable. Les données de coûts proviennent de différentes études sur les exploitations agricoles du Québec tandis que les données des avantages ont été tirées de l'enquête sur *L'importance de la nature pour les Canadiens : Les avantages économiques des activités reliées à la nature*, et ce plus particulièrement pour le Québec [Environnement Canada, 2000; 1999].

5.2 RÉSULTATS DE L'EXEMPLE D'APPLICATION

L'exemple d'application présenté comprend l'évaluation des avantages et des coûts de l'application de scénarios découlant du *REA* face à des usages de l'eau de type contacts primaire, secondaire et visuel : baignade, canot, pêche, camping et parc. Différentes unités de gestion ont été examinées pour déterminer l'échelle optimale pour l'application du scénario *REA*. L'échelle de gestion choisie est celle composée d'un groupe d'USS ayant le tronçon 1681 pour exutoire. Pour les tronçons de rivière choisis, l'amélioration de la qualité de l'eau induite par le scénario *REA* se traduit par des avantages monétaires nets de 4 411 546 $. Ces résultats sont représentatifs des gains obtenus la première année suivant l'application des scénarios. L'estimation des avantages s'est faite à l'aide d'une probabilité de dépassement moyenne sur dix années de simulations indépendantes de la qualité de l'eau. Les résultats obtenus démontrent l'efficacité de l'application de réglementations telles que le *REA* afin d'améliorer la qualité de l'eau et des usages pouvant y être associés. L'utilisation d'un modèle de qualité de l'eau associé à une méthode d'analyse avantages-coûts s'avère très utile pour quantifier l'effet de ces changements de pratiques. L'application du scénario *REA* se traduit par le traitement du surplus de lisier, le volume à traiter étant de 501 438 m^3 pour un coût total du scénario de 6 017 262 $. Les avantages monétaires sont moindres que les coûts occasionnés par l'implantation du *REA* dans l'unité de gestion choisie, groupe d'USS_1681, puisque le ratio avantages-coûts obtenu

est de 0,73. Même avec un ratio plus petit que 1, la faible différence entre les avantages et les coûts peut laisser place à des interprétations multiples. L'expérience montre que les études ont tendance à sous-estimer les avantages d'une amélioration de l'environnement ou les coûts de dégradation. Afin d'utiliser le plus justement ce résultat, une mise en contexte des différents paramètres de l'analyse doit être effectuée. À cet effet, la liste la plus complète possible des avantages monétaires évalués ou non, doit être présentée afin de bien comprendre l'étendue de l'analyse. La même chose doit être faite du côté des paramètres et des coûts des scénarios. Il faut bien connaître et comprendre tous les impacts de l'intervention proposée ce afin d'être en mesure de porter un jugement le plus éclairé possible. Ainsi même avec ce ratio, on peut justifier l'application du scénario de gestion par le fait que l'estimation des avantages ne tient pas compte de toutes les valeurs et que certaines valeurs de coûts pourraient être différentes.

L'intégration dans les avantages monétaires de valeurs intrinsèques ou de non-usages (valeurs d'existence, d'option, de legs et écologiques) est un facteur qui pourrait contribuer à modifier grandement le ratio avantages-coûts obtenu. C'est la même chose pour les aspects socio-économiques.

D'un autre côté, le développement et la mise en place de procédés de traitement des rejets plus performants et plus économiques vont se refléter par un ratio plus grand, démontrant ainsi l'intérêt de respecter la réglementation en vigueur.

Le choix de l'unité de gestion est très important. Les résultats ont démontré que l'étendue de l'unité de gestion et sa proximité par rapport à l'endroit où l'on désire améliorer la qualité de l'eau est primordial. En comparant les résultats obtenus pour les groupes de municipalités en comparaison avec les groupes d'*USS*, on a observé que les ratios avantages-coûts étaient plus importants pour le dernier groupe. À ce stade, on constate que la gestion par bassin versant, soit une gestion plus ciblée, peut être plus efficace.

5.3 AVANTAGES ET LIMITES D'APPLICATION DE LA MÉTHODE

La facilité d'utilisation et son caractère convivial font de ce module d'analyse avantages-coûts, un outil unique en son genre. En effet, à notre connaissance, peu d'outils d'analyse de cette nature existent et sont opérationnels à l'échelle d'un bassin versant. Ce module réunit les données techniques et économiques essentielles nous permettant de comparer les avantages de l'action proposée à tous les coûts. Une des particularités de cette méthode d'analyse concerne la flexibilité de la gestion de données. La mise à jour des données peut être facilement effectuée soit dans les tables de GIBSI ou lors de l'analyse dans les fenêtres de gestion du module. De cette façon, il est possible de vérifier l'impact de différents paramètres du calcul du ratio avantages-coûts simplement et directement. La méthode présentée a été développée de façon à être facilement adaptable pour les autres scénarios d'usage de l'eau et de l'utilisation du territoire de GIBSI.

Les principales limites de la méthode d'analyse développée sont associées à la disponibilité et à la qualité des données nécessaires. Les difficultés associées à l'évaluation des avantages intangibles (données non disponibles, biens non marchands) rendent l'estimation des avantages monétaires imprécise. L'utilisation de la méthode de transfert de bénéfices pour l'obtention des avantages monétaires peut être parfois difficile en ce qui concerne la provenance et la qualité de données. La cueillette, le choix et la composition des données de coûts associés aux différents scénarios de gestion sont aussi des éléments pouvant rendre l'intégration de la méthode plus difficile. Étant donné la disponibilité de l'information concernant les activités récréatives sur le bassin de la rivière Chaudière, la liste des usages de l'eau et des avantages monétaires n'est pas exhaustive.

Lors du développement de la méthode, la sélection des aspects esthétiques pour l'estimation de l'amélioration de la qualité de l'eau s'est faite en fonction des données disponibles et surtout des variables simulées par GIBSI. Ce choix a pour effet de restreindre les impacts du scénario de gestion sur l'amélioration de la qualité de l'eau. Pour certains usages, l'utilisation d'un autre paramètre de qualité de l'eau différent

permettrait une estimation plus précise au niveau de certains usages (par exemple, les coliformes fécaux d'origine diffuse pour la baignade).

Malgré les limites sur les plans méthodologiques et le degré d'incertitude associé aux données utilisées, une approximation des valeurs monétaires permet de rassembler les meilleures informations quantitatives disponibles et de donner des ordres de grandeur favorisant la prise de décision. La contextualisation des résultats a permis d'illustrer la répartition des ratios calculés. La comparaison entre les valeurs moyenne et médiane des ratios nous permet d'affirmer que la moyenne calculée est représentative de la distribution des ratios obtenus. Une relation a aussi été établie entre les débits simulés et les ratios avantages-coûts calculés; plus le volume d'eau est important, plus le ratio avantages-coûts est faible. Ce constat est important car il signale l'importance du choix de la série météorologique pour la simulation du scénario de gestion. Une analyse de sensibilité nous a permis d'évaluer l'impact de la variabilité de paramètres tels que les avantages monétaires, les coûts et les probabilités de dépassement, sur les résultats de l'analyse avantages-coûts. Nous avons ainsi déterminer quelles sont les valeurs de ces paramètres qui permettent l'obtention d'un ratio plus grand que 1. À notre avis, la diminution des coûts de traitement des surplus semble être l'élément le plus important à considérer dans la de la définition d'un scénario de gestion agricole.

5.4 INTÉRÊTS POUR LES DÉCIDEURS

Selon Michaels [2001], l'élaboration d'un mécanisme de gestion par bassin versant nécessite trois éléments : l'existence d'une problématique (enjeu), le support externe et le processus. La problématique est à l'origine de la concertation nécessaire à l'implantation de la gestion. Les ressources humaines et financières représentent le support externe au processus de gestion. Enfin, le processus de la gestion lui-même se compose des interactions entre les individus responsables du développement et de la mise en place de la gestion. La présence ou l'absence ainsi que l'ordre dans lequel se trouvent ces éléments sont responsables du succès de fonctionnement de la gestion par bassin versant.

Dans le cadre d'une gestion intégrée de l'eau par bassin versant, les interventions de contrôle se doivent d'être élaborées en collaboration avec les intervenants du milieu et par la suite validées avec un système de modélisation intégrée tel que GIBSI [Rousseau *et al.*, 2000a]. Dans un premier temps, cela nous permettrait de confronter les scénarios d'intervention selon la problématique rencontrée et d'identifier le scénario le plus approprié, et ce en fonction d'avantages et de coûts. Pour les décideurs, le module d'analyse avantages-coûts représente un intérêt important. Dans un processus de planification de politiques et programmes environnementaux, cet outil devient une aide à la décision très intéressante. Après l'identification des problématiques et enjeux environnementaux, l'élaboration de scénarios d'intervention permet la définition des objectifs d'intervention, du recensement des enjeux et l'identification de pistes d'interventions et d'actions. Vient ensuite l'élaboration proprement dite et la simulation des scénarios à l'aide de GIBSI. Le module d'analyse développé permet l'étude de différents scénarios comme par exemple l'impact économique de différentes technologies de traitement, l'instauration de nouveaux types d'usages de l'eau, la mise en place de nouvelles pratiques agricoles.... À court terme, et ce pour le scénario de gestion à l'étude, le développement de procédés de traitement plus performants, tant d'un point de vue environnemental qu'économique, serait un aspect important lors de la prise de décision.

La méthode d'analyse développée et son intégration à un modèle hydrologique tel que GIBSI, constitue un outil unique et novateur. Elle vient en soutien lors de l'étude des impacts environnementaux de programmes ou de l'implantation de politiques ou réglementations. Ce module fournit aux usagers et responsables de la ressource, une assistance et un soutien scientifique et technique dans leur processus décisionnel.

5.5 RECOMMANDATIONS POUR RECHERCHE FUTURE

5.5.1 Méthode d'analyse

Le développement de cette méthode est une première étape vers l'estimation des avantages monétaires de l'amélioration de la qualité de l'eau. Certains éléments de la méthode nécessitent des travaux supplémentaires afin de la rendre plus complète et plus performante. À cet effet, les relations entre les usages de l'eau et les critères de qualité de l'eau pourraient être améliorées et précisées. Des travaux futurs devraient permettre l'utilisation de différents paramètres de qualité de l'eau comme, par exemple, l'intégration d'un module de simulation des coliformes fécaux au modèle de transport des polluants d'origine diffuse. Les coliformes fécaux étant un paramètre important pour la qualité de l'eau, la simulation de son devenir permettrait une meilleure évaluation de l'effet de la gestion agricole sur les cours d'eau. Ainsi, les usages de l'eau tels que l'approvisionnement en eau potable et des activités de type contact primaire (baignade) pourraient être analysés en fonction des coliformes et non uniquement en fonction des aspects esthétiques. Une amélioration des relations entre la qualité de l'eau et la présence de poisson (biomasse et espèces) permettrait une meilleure évaluation de la pêche. Actuellement, la complexité des relations ne nous permet pas d'estimer les avantages autrement qu'à l'aide des aspects esthétiques. Il serait aussi pertinent d'ajouter de nouveaux usages de l'eau afin d'obtenir une meilleure représentation de la situation sur le bassin versant à l'étude.

Les relations entre les éléments à l'étude, l'amélioration de la qualité de l'eau et les avantages monétaires pourraient être bonifiées afin de préciser les résultats obtenus. Le perfectionnement des analyses économiques (évaluation contingente et autres) nous permettrait d'obtenir des données d'avantages monétaires plus précises en relation avec l'amélioration de la qualité de l'eau.

Il serait très intéressant de permettre l'estimation des avantages associés aux valeurs intrinsèques concernées par l'amélioration de la qualité de l'eau. Ainsi, les valeurs d'héritage, d'option et écologiques pourraient être considérées dans l'estimation des avantages monétaires. Actuellement, une difficulté importante associée à l'estimation monétaire de ces valeurs se situe au niveau de la recherche d'un marché de

substitution (par ex. marché immobilier, marché du travail, dépenses de protection contre la pollution, dépenses de déplacement), sur lequel sont vendus et achetés des biens et services dont les avantages ou les coûts environnementaux en représentent des attributs ou des caractéristiques. Puisque le marché ne permet pas une évaluation spontanée des valeurs environnementales, on doit chercher à identifier des comportements économiques qui reflètent indirectement le consentement à payer des individus. Par exemple, la méthode des prix hédonistes pourrait démontrer l'effet de la qualité de l'eau sur la valeur des propriétés. Jusqu'à présent cette méthode est surtout utilisée pour la pollution atmosphérique ou à celle associée au bruit. Des travaux plus approfondis pourraient tenter d'établir la part de l'environnement dans les différences de prix des biens immobiliers et de déterminer le coût d'une dégradation de l'environnement ou l'avantage résultant de son amélioration, sous la forme du consentement effectif à payer pour les caractéristiques ou les attributs environnementaux exercés par les agents économiques sur le marché immobilier.

L'évaluation des aspects socio-économiques pourrait aussi être intégrée au module. Cet ajout aurait un impact non négligeable sur les résultats de l'analyse. Les retombées socioéconomiques du contrôle de la pollution diffuse pourraient être présentes au niveau du revenu familial, du niveau de scolarité, de la vocation et de la situation économique de la région, des caractéristiques des propriétés, ...Une fenêtre à cet effet pourrait être ajoutée au module d'analyse avantages-coûts. En fonction des données disponibles, il serait possible d'y comptabiliser différentes valeurs intrinsèques et socio-économiques.

L'influence du temps sur les divers scénarios proposés est un élément d'importance qui serait à considérer. Des simulations de la qualité sur une période de temps plus longue (par ex. 20 ans) nous permettrait d'examiner l'évolution des avantages monétaires et des coûts des scénarios au cours du temps. Dans un processus décisionnel, l'influence du temps est un aspect très important lors de l'implantation de programme ou de la planification de politiques.

5.5.2 Outil informatique GIBSI

Puisque des différences ont été observées entre les données mesurées et simulées, un calage plus poussé de l'outil GIBSI devrait être effectué. Ce calage permettrait d'améliorer la qualité des résultats des simulations afin d'obtenir des données simulées les plus près des données mesurées. Des travaux sont en cours afin de permettre une meilleure estimation des concentrations résultantes. Des vérifications au niveau des relations des concentrations de phosphore retrouvées dans le sol et simulées dans les cours d'eau devront être approfondies afin de s'assurer des mécanismes de transformation et de transport. Le prélèvement des nutriments par les plantes est aussi un aspect important à prendre en considération. Il serait aussi très important d'étudier les effets cumulatifs au niveau du phosphore lors de simulations sur plusieurs années. Ces phénomènes sont très importants et représentatifs de la situation réelle ayant cours sur les terres agricoles. Cette validation de ce phénomène permettrait d'obtenir les impacts à plus long terme de l'application de scénarios agricoles sur la qualité de l'eau.

Des travaux futurs devraient permettre l'utilisation de différents paramètres de qualité de l'eau comme, par exemple, l'intégration d'un module de simulation des **coliformes fécaux** au modèle de transport des polluants. Ainsi, les usages de l'eau tels que l'approvisionnement en eau potable et des activités de type contact primaire (baignade) pourraient être analysés en fonction des coliformes et non uniquement en fonction des aspects esthétiques

Il serait aussi très intéressant d'intégrer un module permettant d'estimer les impacts des bandes riveraines sur la qualité de l'eau. Ces dernières sont reconnues comme ayant un rôle important au niveau de la diminution de la pollution agricole associée au ruissellement des polluants. Les bandes riveraines sont déjà considérées comme une mesure préventive dans le *REA*.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adi Nolan Davis and Gardner Pinfold Consulting economists limited (1996). *Estimation of costs and benefits of protecting drinking water sources.* Département de l'environnement de Terre-Neuve. Projet no 26-3665-004.1.

Barbier, E.B., M. Acreman et D. Knowler (1997). *Évaluation économiques des zones humides: Guide à l'usage des décideurs et planificateurs.* Rapport scientifique, RAMSAR, Consulté en ligne le 20 septembre 2001 (http://ramsar.org/lib_val_f_index.htm).

Barde, J.P. (1992). *Économie et politique de l'environnement.* Presses Universitaires de France, Paris. 2e Édition. 379 p.

Baril, P. (1998). La prévention : les apports diffus. Dans *Symposium sur la Gestion de l'Eau au Québec.* Volume 1 : Recueil de textes des conférenciers. Édité par : Villeneuve, J.-P., Rousseau, A.N. et S. Duchesne. Université du Québec, Institut Nationale de la Recherche Scientifique, INRS-Eau, Québec, Canada, pp. 97-101.

Bateman, I.J., A.P. Jones, N. Nishikawa et R. Brouwer (2000). *Benefits Transfer in Theory and Practice: A Review and some New Studies.* Disponible à http://www.uea.ac.uk/e089/, CSERGE and School of Environmental Sciences, University of East Anglia. 136 p.

Beauregard (2001). *Diversification en agriculture.* Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Novembre 2001. 9 pages.

Bédard, Y., S. Gariépy et F. Delisle (1998). *Bassin versant de la rivière Chaudière : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau,* ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Saint-Laurent Vision 2000, 116 p.

Bergstrom, J.C. (1996). *Current Status of Benefits Transfert in the U.S. : A Review.* European-American University of Georgia, Department of Agricultural and Applied Economics, Faculty Series 96-09, April 1996.

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.

Bingham, T.H., T.R. Bondelid, B.M. Depro, R.C. Figueroa, A.B. Hauber, S.J. Unger et G.L. Van Houtven (2000). A benefits assessment of water pollution control programs since 1972: Part 1, *The benefits of point source controls for conventional pollutants in rivers and streams.* Rapport final préparé pour U.S. EPA.

Bockstael, N.E., A.M. Freeman III, R.J. Kopp, P.R. Portney et V.K. Smith (2000). On Measuring Eonomics Values for Nature. *Environmental Science & Technology* 34 (8), 1384-1389.

Bonny, S. (1994). Les possibilités d'un modèle de développement durable en agriculture. Le cas de la France. *Courier de l'environnement no 23*, pp. 5-15.

Bontems, 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 (3): 657-663.

Brookshire, D. S.et 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 (1): 137-152.

Brouwer, R. et F.A. Spaninks (1999). The Validity of Environmental Benefits Transfer : Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics*, 14: 95-117.

Carson, R.T. (2000). Contingent Valuation : A User's Guide. *Environmental Science & Technology* 34 (8), 1413-1418.

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.

Cartotek Geo inc. (1998). *Cartes touristiques de la région Chaudière-Appalaches.*

Cartotek Geo inc. (1997). *Cartes touristiques de la région des Cantons de l'Est.*

Chen, C. W., J. Herr, L. Ziemelis, R. A. Goldstein et L. Olmsted (1999). Decision support system for total maximum daily load. *Journal of Environmental Engineering*, 25(7) : 653-659.

Chen, C. W., J. Herr, L. Ziemelis, M. C. Griggs, L. Olmsted et R. A. Goldstein (1997). Consensus module to guide watershed management decisions for Catawaba River basin. *The Environmental Professional*, 19: 75-79.

Chen, C. W., J. Herr, R. A. Goldstein, F. J. Sagona, K. E. Rylant et G. E. Hauser (1996). Watershed risk analysis model for TVA's Holston River basin. *Water, Air and Soil Pollution*, 90: 65-70.

Cordell, H.K. et J.C. Bergstrom (1993). Comparison of Recreation Use Values Among Alternative Reservoir Water Level Management Scenarios. *Water Resources Research* 29 (2), 247-258.

CRAAQ (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec) (2003). *Guide de référence en fertilisation.* 1ère édition. 299 pages.

Crabtree, B., M. Hickman et D. Martin (1999). Integrated Water Quality and Environmental Cost-Benefit Modelling for the management of the River Tame. *Wat. Sci. Tech* 39 (4), 213-220.

Crane Management Consultants (1992). *Net Economic Values of Recreationists for Outdoor experiences in the Fraser River Basin.* Environnement Canada. 127 pages.

Crutchfield, S. R., J. C. Cooper et D. R. Hellerstein (1997). *Benefits of Safer Drinking Water : the Value of Nitrate Reduction.* U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, Food and consumer Economics Division. Agricultural Economic Report No. 752.

Crutchfield, S.R., P.M. Feather et D.R. Hellerstein (1995). *The Benefits of Protectiong Rural Water Quality – An Empirical Analysis.* United States Department of Agriculture, Economic Research Service, Agricultural Economic Report Number 701. 27 pages.

Debailleul, G. (1999). Économie des ressources naturelles et de l'environnement. Notes de cours ERU-14926, automne 1999, Université Laval, Québec.

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.

Delisle, F., S. Gariépy et Y. Bédard (1998). *Bassin versant de la rivière Yamaska : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau.* Ministère de l'Environnement et de la Faune en collaboration avec Saint-Laurent 2000. 124 pages.

Desaigues, B. et P. Point (1993). *Économie du patrimoine naturel – La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement.* Economica, Paris, 317 pages.

Di Luzio, M., R. Srinivasan, J.G. Arnold (2003). Integration of watershed tools and swat model into BASINS. Journal of the American Water Resources Association, 38 (4), 1127-1141.

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.

Environnement Canada (1999). *L'importance de la nature pour les Canadiens: Rapport sommaire de l'Enquête.* Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens. 55 pages.

Faucheux, S. et J.F. Noël (1995). *Économie des ressources naturelles et de l'environnement.* Armand Colin Éditeur, Paris. 370 pages.

Fedra, K et D.G. Jamieson (1996). The WaterWare decision-support system for river basin planning 2. Planning capability. *Journal of Hydrology*, 177 (3-4), 177-198.

FPPQ (2001). *Rapport d'évaluation des technologies de gestion et de traitement du lisier de porc.* Rapport du groupe de travail « Transfert technologique » du Plan agroenvironnemental de la production porcine pour la Fédération des producteurs de porcs du Québec.

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 pages.

Freeman, A.M. III (2002). *Environmental Policy Since earth day I: what do we know about the benefits and costs?* Agricultural and Resource Economics Review 31(1), 1-14.

Foundation of Water Research (*FWR*) (1996). *Assessing the benefits of surface water quality improvements Manual.* FWR/CL 0005. Foundation for Water Research, Marlow. 617 pages.

Gangbazo, G. et J. Painchaud (1999). Incidence des politiques et programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau de six rivières - 1988 - 1995. *Vecteur Environnement*, 32(1): 29-36.

Gangbazo, G, D. Cluis et C. Bernard (1999). Connaissance acquise en pollution diffuse agricole au Québec - 1993-1998: analyse et perspective. *Vecteur Environnement*, 32(4): 36-45.

Garrod, G. et K.G. Willis (1999). *Economic Valuation of the Environment.* Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, United Kingdom, 373 pages.

Hauser, A. et G.C. van Kooten. (1993). *Benefits of Improving Water Quality in the Abbotsford Aquifer: An application of Contingent Valuation Methods.* Environnement Canada.

Heimlich, R. E., K.D. Wiebe, R. Claassen, D. Gadsby et R.M. House (1998). *Wetlands and Agriculture: Private Interests and Public Benefits.* Agricultural Economics Report no 765. Septembre 1998. 104 pages.

Hickling Corporation (1993). Development potential and other benefits form restoration, enhancement and protection of Great Lakes Basin Watersheds.

Hitzhusen, F.J., R. Ayalasomayajula et S. Lowder (1991). *Economic Valuation of A river Corridor: Integration of Natural Resouce and Development Economics.* American Agricultural Economics Association Annual Meeting, August 8-11, 1999, Nashville, Tennesse.

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, pp. 397-418.

Jamieson, D.G. et K. Fedra (1996a). The WaterWare decision-support system for river basin planning 1. Conceptual design. *Journal of Hydrology*, 177 (3-4), 163-175.

Jamieson, D.G. et K. Fedra (1996b). The WaterWare decision-support system for river basin planning 1. Example applications. *Journal of Hydrology*, 177 (3-4), 199-211.

Kramer, R. A. et J.I. Eisen-Hecht (2002). Estimating the economic value of water quality protection in the Catawba river Basin. *Water Resources Research* 38(9), 21-1- 21-10.

Kirchhoff, S., B. G. Colby and J. T. LaFrance (1997). Evaluating the Performance of Benefit Transfert : An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, pp. 75-93.

Laflamme, D., I. Piché, A. Michaud, Y. Bédard, G. Trencia, R. Laroche, L. Champagne et J.M. Gouin (1997). *Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer.* Ministères de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation en collaboration avec Saint-Laurent 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la rivière Boyer, 202 pages.

Lanoie, P., B. Laplante et M. Provost (1995). *Environnement, Économie et Entreprise.* Presses de l'Université du Québec, Québec. 547 pages.

Legg, W. (2000). *Sustainable agriculture : an economic perspective.* Conference in the UK on Sustainable Agriculture. Consulté en ligne le 2 juin 2000 (http://www.ocde.org/agr/News/cont-8.htm).

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.

Lessard, M. (1998). *L'Île d'Orléans : aux sources du peuple québécois et de l'Amérique française.* Éditions de l'Homme, Montréal. 413 pages.

Loomis, J.B. (2002). Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research* 38 (6), 2-1 - 2-8.

Loomis, J.B. (2000). Environmental Valuation Techniques in Water Resource Decision Making. *Journal of Water Resources Planning and Management* 126 (6), 339-344.

Loomis, J.B. (1996). Measuring the economic benefits of removing dams and restoring the Elwha River : Results of a contingent valuation survey. *Water Resources Research* 32 (2), 441-447.

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.

Lutz, E. et M. Munasinghe (1994). Integration of environmental concerns into economic analyses of projects and policies in an operatinal context. *Ecological Economics* 10 37-46.

Lyon, R.M. et S. Farrow (1995). An economic analysis of Clean Water Act issues. *Water Resources Research* 31 (1), 213-223.

Mailhot A., A.N. Rousseau, S. Massicotte, J. Dupont et J.P. Villeneuve (1997). A Watershed-Based System for the Integrated Management of Surface Water Quality: The GIBSI System. *Water Science Technology*, 36(5): 381-387.

Martin, M. (1999). *Estimation de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal – Application de l'approche contingente et de la méthode des coûts évités.* Thèse de doctorat. INRS-Eau, Université du Québec. 166 pages.

Matthews, H.S. et L.B. Lave (2000). Applications of Environmental Valuation for determining Externality Costs. *Environmental Science & Technology* 34 (8), 1390-1395.

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 Ressource Association* 38 (5), 1217-1223.

Mathews, L.G., F.R. Homans et K.W. Easter (1999). *Reducing phosphorus pollution in the Minnesota River : How much is it worth ?* Staff paper P99-4. April 1999. Department of applied economics, College of Agricultural Food, and Environmental Sciences, University of Minnesota. 30 pages.

Meyers, M., K. Albertin et P. Cocca (2001). BASINS 3.0 : Modeling tools for improved watershed management. Dans John J. Warwick (éditeur) Proceedings of the AWRA Annual Spring Specialty Conference on Water Quality Monitoring and Modeling. American water resources association: Middleburg, Virginia. TPS-01-1, pp. 17-22.

McDonald, L.A. et G.M. Johns (1999). Integrating social benefit cost accounting into watershed restoration and protection programs. *Journal of the American Water Resources Association* 35 (3), 579-592.

McRae, T., C.A.S. Smith et L.J. Gregorich (2000). *L'agriculture écologiquement durable au Canada: rapport sur le Projet d'indicateurs environnementaux.* Agriculture et Agroalimentaire Canada. Ottawa (Ontario). 219 pages.

Michaels, S. (2001). Making collaborative watershed Management word: the confluence of state and regional initiatives. *Environmental Management* 27 (1), 27-35.

Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources du Canada (1990). *Cartes topographiques 21L/1 à 21L/3, 21L/6 à 21L/8, 21L/11, 21E/7 & 21E/2, 21E/15 et 21E/10 (1:50 000).*

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) (1998). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec.* Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 387 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENV) (2002). *Règlements sur les exploitations agricole* – En bref. 39 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (1992). *Critères de qualité de l'eau (1990; rév. 1992).* Service de l'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

Ministère des Ressources Naturelles du Canada (1998). *Cartes topographiques 21E (1:250 000).*

Ministère des Ressources Naturelles du Canada (1997). *Cartes topographiques 21L et 21K (1:250 000).*

Morgan, C. et N. Owens (2000). Benefits of water quality policies: the Chesapeake Bay. *Ecological Economics* 39 271-284.

Pearce, D, D. Whittington, S. Georgiou, D. Moran et N. Hadker (1994). Economic values and the environmenta in the developing world. Report to the United Nations environment proramme Nairobi, *Environmental Economics Series paper no. 14.* Consulté en ligne le 25 août 2000 [http://www1.unep.org/unep/products/eeu/ecoserie/ecos14/ecos141.html].

Podar, M., V.K. Smith, G.L. Van Houtven, S. Pattanayak, et 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.

Refsgaard, J.C. et B. Storm (1995). MEKE SHE. Dans : V.P. (éditeur) Computer models of watershed hydrology. Water resources publications, Highlands ranch, CO, pp. 809-846.

Revéret, J.P. (1984). *L'analyse coûts-avantages – Un outil contesté dans le domaine de l'environnement.* Document préparé pour le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, Gouvernement du Québec. 29 pages.

Revéret, J.P., J. Peltier, A. Chabot et J.F. Bibeault (1990). *La mesure économique des bénéfices 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.

Rollins, K (1997). Wilderness Canoeing in Ontario: Using cumulative results to update dichotomous choice contingent valuation offer amounts. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 45 1-16.

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* 36 (4), 1097-1107.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Quilbé et J.P. Villeneuve (2003). Information technologies in a wider perspective : integrating management functions across the urban-rural interface. (Accepté pour publication dans *Environmental Modelling and Software*).

Rousseau, A.N., A. Mailhot, S. Gariépy, E. Salvano et J.P. Villeneuve (2002). Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'eau*, Vol. 15 numéro spécial, pp. 121-148.

Rousseau, A.N, A. Mailhot et J.P. Villeneuve (2000a). La gestion intégrée de l'eau par bassin versant : Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur environnement*, vol. 33, numéro 5, pp. 27-30 et 51-54.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Turcotte et J.P. Villeneuve (2000b). Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI. *Water Science and Technology*, vol. 45, no. 9 pp. 317-324.

Rousseau, A.N, A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, N. Etong, J. Dupont et J.P. Villeneuve (2000c). GIBSI – An integrated modelling system prototype for river baisin management. *Hydrobiologia* 422/423, pp. 465-475.

Schleiniger, R. (1999). Comprehensive cost-effectiveness analysis of measures to reduce nitrogen emissions in Switzerland. *Ecological Economics* 30 (1), 147-159.

Schulze, P.C. (1994). Cost-benefit analyses and environmental policy. *Ecological Economics* (9), pp. 197-199.

Shrestha, R. et J. Loomis (2001). Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics*, no 39, pp67-83.

Simard, R.R., D. Cluis et G. Gangbazo (1995). Animal unit density and P loads in soils of the Beaurivage Watershed. *Revue Canadienne de la Science du sol*, vol 73, no. 4, page 653.

Simoneau, M. (1998). *Le bassin de la rivière Chaudière: qualité des eaux 1979-1996*, pages 2.1 à 2.49 dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.) Le bassin de la rivière Chaudière: l'état de l'écosystème aquatique - 1996, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq no EN980022.

Simoneau M., L. Pelletier et N. Martel (1998). *Le bassin versant de la rivière Chaudière: profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34*, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (ed.), Le bassin versant de la rivière Chaudière: l'état de l'écosystème aquatique - 1996, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq noEN980022.

Smith, V.K., G. Van Houtven, et S. Pattanayak (1999). *Benefit Transfer as Preference Calibration*. Resources for the Future (Discussion Paper 99-36), 40.

Smith, C.S. et G.T. McDonald (1998). Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage. *Journal of Environmental Management*, 52, pp. 15-37.

Smith, V.K. (1992). On Separating Defensible Benefit Transfers From « Smoke and Mirrors ». *Water Resources Research*, vol. 28, no. 3, pp. 685-694.

Stonehouse, D.P. (1999). Economic evaluation of on-farm conservation practices in the great lakes region of north America. *Environmentrics* 10, pp. 505-520.

Sun, H., J.C. Bergstrom et J.H. Dorfman (1992). Estimating the benefits of groundwater protection control. *Southern Jounal of Agricultural Economics*, 24: 2, pp. 63-71.

Tietenberg, T.H. (2000). *Environmental and Natural Resource Economics.* Fifth Edition Addison-Wesley Longman inc. 630 pages.

Turner, R.K. D. Pearce et I. Bateman (1994). *Environmental Economics. An Elementary Introduction.* Prentice Hall. 328 p.

US Fish and Wildlife Service (2001). 2001 National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation. Consulté en ligne le 15 septembre 2001 [http://www.census.gov/prod/www/abs/fishing.html].

Van Vuuren, W., J.C. Giraldez et D.P. Stonehouse (1997). The Social returns of agricultural practives for promotint water quality improvement. *Canadian Journal of Agricultural Economics,* 45, pp. 219-234.

Villeneuve, J.-P., A.N. Rousseau, A. Mailhot, E. Salvano, et M. Roux (2001). *Rapport d'étape du Projet GIBSI-II, Janvier 2001,* Rapport No. R-549e1, INRS-Eau, Sainte-Foy, QC.

Villeneuve, J.P., P. Hubert, A. Mailhot et A.N. Rousseau (1998a). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'eau*, vol. 11, no spécial, pp. 19-40.

Villeneuve, J.P., C. Blanchette, M. Duchemin, J.F. Gagnon, A.N. Rousseau, M. Roux, J.F. Tremblay et R. Turcotte (1998b). *Rapport Final du Projet GIBSI*, Mars 1998, Rapport No. R-462, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 371 p.

Walsh, R.G., D.M. Johnson et J.R. McKean (1992). Benefit transfer of outdoor recreaction 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.

Wang, H.J, S.C. Hu, et C.C. Kao (1998). An economic evaluation of two watershed management practices in Taiwan. *Journal of the American Water Resources Association* 34[3], 595-602.

Wilson, M.A. et S.R. Carpenter (1999). Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications* 9 (3), pp 772-783.

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

A. CADRE THÉORIQUE DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

Cette annexe présente le cadre théorique nécessaire au développement de la méthode d'analyse des avantages et des coûts des scénarios de gestion agricole. Les différentes sources de valeurs économiques sont présentées ainsi que les différentes méthodes d'évaluation économique utilisées en environnement.

A.1 SOURCES DE VALEURS ÉCONOMIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

Les sources de valeurs font référence aux avantages économiques qui sont estimés lors d'analyses avantages-coûts. Les avantages économiques représentent les gains monétaires relatifs à l'ensemble des sources de valeurs prises en compte par les individus [Martin, 1999]. Quoiqu'il existe encore de nombreux débats quant à la définition des sources de valeurs et à la typologie proposée, il semble se dégager le consensus suivant : la *valeur économique totale* est constituée des *valeurs d'usage* et des *valeurs intrinsèques* (ou sans usage) [Revéret *et al.*, 1990; Barde, 1992; Turner *et al.*, 1994; Faucheux et Noël, 1995; Martin, 1999]. La figure A.1 présente les différents éléments composant la valeur économique totale. Il est important de noter que la classification des différentes valeurs composant la valeur économique totale varie selon les auteurs. La classification des valeurs proposée dans le cadre de cette recherche est représentative de la majorité des classifications utilisées dans la littérature.

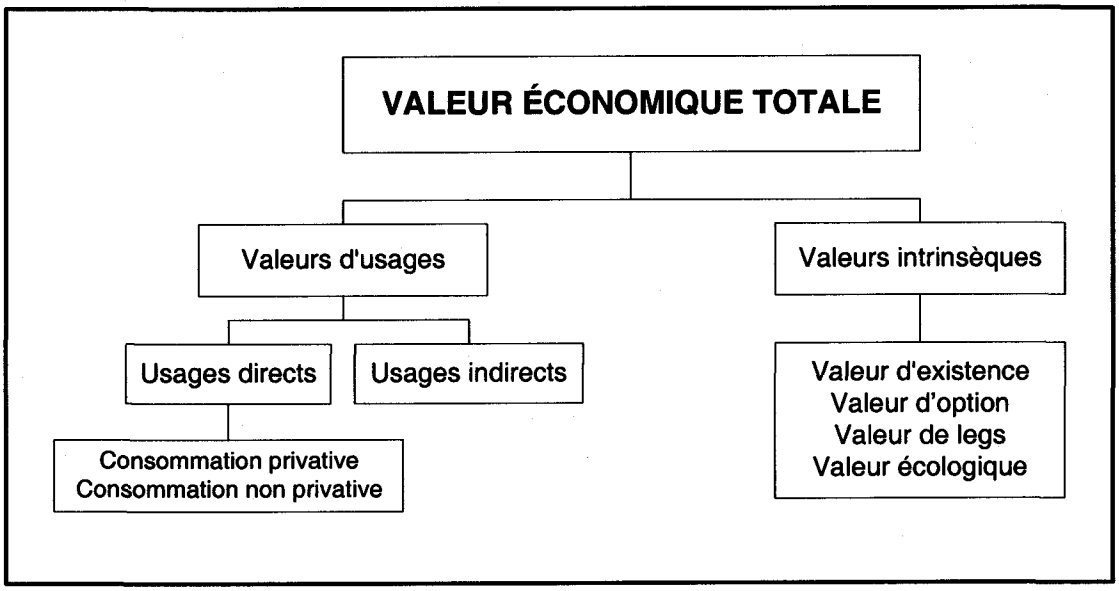

Figure A.1 Description de la valeur économique totale

A.1.1 Valeurs d'usages

Les valeurs d'usages sont constituées des *valeurs d'usages directs* et des *valeurs d'usages indirects* [Barde, 1992; Pearce *et al.*, 1994]. Les activités récréatives ayant un contact direct avec les espèces animales et leur habitat sont des *usages directs* et s'effectuent sur place. Ces valeurs se répartissent en deux catégories : *valeur de consommation privative* et *valeur non privative* [Revéret *et al.*, 1990; Lanoie *et al.*, 1995; Martin, 1999]. Les *valeurs de consommation privative* sont reliées aux activités de prélèvement (chasse, pêche, pompage de l'eau) alors que les *valeurs de consommation non privative* réfèrent aux activités de contact mais sans prélèvement (baignade, observation des oiseaux, canotage, randonnée). Ces dernières valeurs peuvent être aussi considérées comme faisant partie des *valeurs d'existence* (voir section A.1.2). Les activités humaines relatives à un bien environnemental et qui ne s'effectuent qu'à l'extérieur du site où se situe ce bien sont des *usages indirects* (beauté d'un paysage, photographie de la nature). Dans ces cas, le contact indirect avec le bien environnemental s'établit par la voie médiatique ou par la voie scientifique (par ex. reportage télévisé sur une espèce menacée, article dans le *National Geographic*) [Revéret *et al.*, 1990].

A.1.2 Valeurs intrinsèques

Les valeurs intrinsèques ou de non-usage sont composées des *valeurs d'existence, d'option, de legs* et *écologiques* [Bontems et Rotillon, 1998; Martin 1999]. Les valeurs d'usage intrinsèque se définissent sur la base du motif de la conservation et de la préservation d'une ressource naturelle.

Les *valeurs d'existence* correspondent à une préoccupation sociale très présente et sont relatives à la préservation d'une ressource naturelle. Ce type de valeur est attribuable à leur seule existence et ce, indépendamment de tout usage. Les concepts de beauté, de visibilité, d'unicité ou de diversité génétique sont tous reliés aux valeurs d'existence [Lessard, 1998]. Pour la *valeur d'option*, elle se définit comme étant la volonté de payer pour préserver l'option d'utiliser personnellement dans le futur une ressource naturelle. Elle peut être aussi considérée comme faisant partie des valeurs d'usage. La *valeur écologique* est utilisée pour caractériser les fonctions écologiques car chaque élément de l'environnement participe au fonctionnement des écosystèmes et à la réalisation des grands équilibres écologiques. Elle inclut, d'une part, la capacité de support à la vie d'un milieu et la capacité d'assimilation des déchets par ce même milieu. Finalement, la *valeur de legs* ou *d'héritage* se rattache à l'importance accordée par un individu à la protection d'une ressource naturelle en regard de sa propre descendance. Cela consiste à donner une valeur à un bien d'environnement en considération de l'usage que pourront en faire les générations futures ou de la valeur d'existence qu'elles pourront lui reconnaître. Il faut noter que certains biens privés peuvent comprendre une ou plusieurs composantes des valeurs intrinsèques [Barde, 1992; Bontems et Rotillon, 1998; Debailleul, 1999].

A.1.3 Discussion

La principale difficulté associée à l'attribution des valeurs économiques aux biens et services environnementaux est associée aux aspects techniques de l'évaluation (subjectivité). Il est donc souhaitable de traiter les valeurs monétaires comme des valeurs de liaison ou comme un ordre de grandeur, un ordre d'importance de la valeur de l'effet environnemental ou une amélioration par rapport à l'absence totale de valeurs. Les évaluations monétaires peuvent guider une décision dans un contexte

économique de l'environnement mais elles ne fourniront jamais de réponse simple à des décisions difficiles.

Comme mentionné précédemment, la classification de ces valeurs économiques diffère selon la littérature consultée. Cela complique un peu la définition des valeurs dans le cadre d'un projet d'évaluation économique. Cette étape importante permet de faire le choix parmi les méthodes d'évaluation économique. Ainsi, une bonne définition des valeurs économiques et des avantages environnementaux est nécessaire pour bien situer la problématique à l'étude. Même si l'estimation des avantages à partir des diverses sources de valeurs pose certains problèmes empiriques, il existe actuellement différentes méthodologies qui permettent une estimation de leurs valeurs monétaires.

A.2 MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

L'évaluation monétaire des dommages ou bénéfices constitue une composante essentielle de l'économie de l'environnement [Barde, 1992]. Les méthodes de valorisation ont pour objectif d'exprimer en grandeur monétaire le gain ou la perte de bien-être d'un individu associé à une amélioration ou une détérioration de la qualité d'un service rendu par une ressource naturelle.

Lorsqu'il s'agit de donner une valeur aux biens et services environnementaux, celle-ci doit être mesurée à l'aide des préférences individuelles. La valeur économique totale d'un bien dépend au moins en partie de la demande pour ce bien, c'est-à-dire le *consentement à payer* qui, lui-même, détermine le *surplus du consommateur* que l'on retient en tant que mesure économique des valeurs environnementales [Barde, 1992]. Ainsi, les individus sont censés exprimer ces préférences en donnant une évaluation de leur *consentement à payer* pour des biens et services environnementaux sur un marché effectif ou fictif ou leur *consentement à recevoir* pour un dédommagement suite à des pertes ou des détériorations [Faucheux et Noël, 1995]. L'analyse du *surplus du consommateur* est certainement l'outil conceptuel le mieux adapté à la résolution de ce problème.

Selon Revéret *et al.* [1990], le *surplus du consommateur*, lorsque appliqué à l'environnement, s'établit sur la base des avantages monétaires potentiels retirés de l'usage direct ou indirect de ce bien. Sur une base monétaire, 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. Le *surplus du consommateur* est le fondement théorique de l'évaluation contingente [Faucheux et Noël, 1995]. Il est possible de déterminer ce surplus à l'aide d'une fonction de demande qui donne les quantités potentiellement échangées (demandées) par les individus suivant le niveau du prix. Cette fonction s'exprime généralement sous la forme d'une droite de pente négative : les quantités demandées s'accroissent quand les prix diminuent.

Une demande doit pouvoir s'exprimer sur un marché, or les phénomènes d'environnement restent extérieurs au marché (phénomène de l'externalité). Il s'agit donc de trouver des procédés de révélation et d'évaluation des préférences des individus et de leur consentement à payer pour des mesures de protection de l'environnement.

Les *externalités* surviennent dans des secteurs où les droits de propriété sont peu ou mal définis tels que les nuisances sonores, la pollution atmosphérique ou la pollution des eaux [Faucheux et Noël, 1995]. Selon Barde [1992], le phénomène de l'externalité environnementale peut s'interpréter par l'utilisation gratuite des ressources naturelles. La gratuité et le défaut de tarification des ressources naturelles peuvent provoquer une défaillance du marché; ce qui constitue une cause importante de détérioration et de gaspillage des ressources. Concrètement, lorsque des agents économiques utilisent et consomment gratuitement des ressources naturelles et que ces dernières deviennent inutilisables à d'autres fins, le coût social[1] de l'utilisation de la ressource devient ainsi plus important que le coût privé[2]. Si ces utilisations étaient tarifées correctement, l'internalisation des coûts serait alors possible et les effets sur l'environnement et le bien-être social seraient bénéfiques. La non-prise en compte des externalités, par

[1] Le coût social est l'ensemble des coûts imposés par une activité à la société [Barde, 1992; Faucheux et Noël, 1995].
[2] Le coût privé est le coût social compensé par les paiements effectués par l'agent à l'origine de l'activité [Barde, 1992; Faucheux et Noël, 1995].

exemple les dommages causés par la pollution, et la non- ou mauvaise tarification des ressources naturelles sont des défaillances du marché.

Un problème important rencontré lors de la pratique de l'analyse avantages-coûts est l'existence de biens qui n'ont pas de prix manifeste, n'étant pas directement achetés ou vendus sur un marché. Il n'existe pas de marché sur lequel s'exprime de façon explicite le prix d'un service ou d'un bien environnemental. Mais, puisque le recours à l'analyse avantages-coûts nécessite que l'on détermine la valeur d'un bien ou d'un service, l'analyse tentera de la déduire à l'aide de différentes méthodes.

Plusieurs méthodes d'évaluation économique sont disponibles et il existe plusieurs façons de classer ces méthodes. On classe habituellement les méthodes d'évaluation en deux catégories : *méthodes indirectes*, souvent fondées sur l'observation des comportements pour en déduire une mesure de surplus, et *méthodes directes*, consistant à interroger les individus sur leurs préférences sous la forme de leur consentement à payer (ou à recevoir) [Revéret *et al.*, 1990; Barde, 1992; Bontems et Rotillon, 1998; Martin, 1999; Tietenberg, 2000]. Cette division peut aussi s'expliquer en fonction des préférences : préférences exprimées (*méthodes directes*) et préférences révélées (*méthodes indirectes*). Les méthodes directes recourent directement à des valeurs exprimées sur le marché où se manifeste le problème considéré. Les méthodes indirectes ont recours à des informations révélées sur d'autres marchés que ceux directement touchés mais qui y sont reliés [Revéret *et al.*, 1990; Garrod et Willis, 1999]. La figure A.2 présente les différentes méthodes retenues pour faire l'évaluation économique des dommages ou des avantages environnementaux.

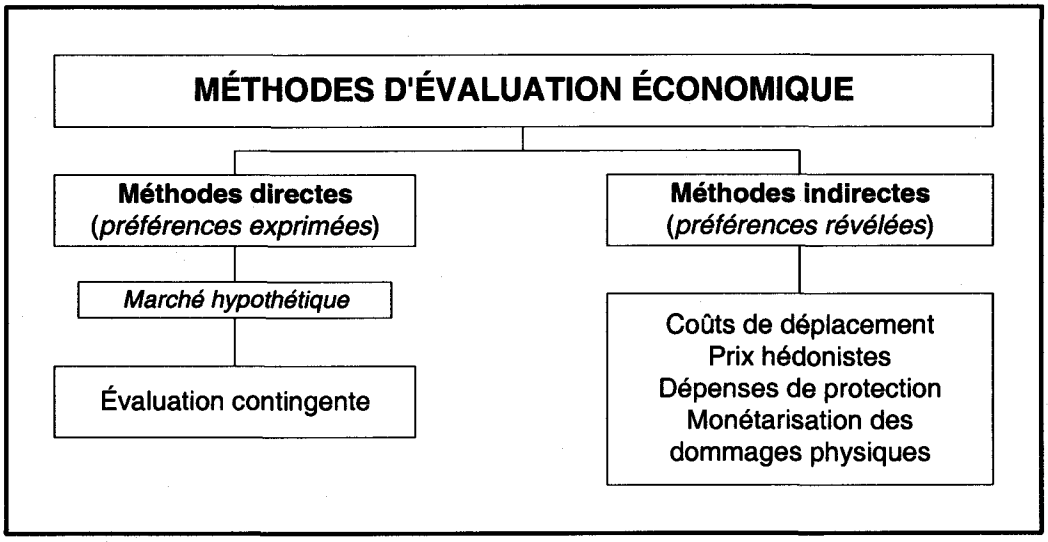

Figure A.2 Méthodes pour l'évaluation monétaire des avantages

A.2.1 Méthodes indirectes (préférences révélées)

Selon Barde [1992], les *méthodes indirectes* consistent à évaluer le consentement à payer sur la base de marchés existants de substitution, c'est-à-dire se substituant à un marché de l'environnement (par ex. marché immobilier, marché du travail, dépenses de protection contre la pollution, dépenses de déplacement). Puisque le marché ne permet pas une évaluation spontanée des valeurs environnementales, on peut chercher à identifier des comportements économiques qui reflètent indirectement le consentement à payer des individus. Lorsqu'il n'est pas possible de recourir directement au marché afin d'obtenir la valeur d'un bien ou des dommages qui lui sont causés, une solution possible consiste à utiliser le prix de biens complémentaires ou substituts [Revéret *et al.*, 1990]. Les méthodes indirectes retenues sont les suivantes : coûts de déplacement, prix hédonistes, dépenses de protection et monétarisation des dommages physiques.

A.2.1.1 Coûts de déplacement

Plus spécialisée et relevant des marchés de substitution, la méthode des coûts de déplacement est utilisée en matière de loisirs, parcs et lacs. L'idée de base repose sur l'estimation du consentement à payer des individus pour l'aménagement de lieux de

loisirs d'après le montant d'argent et le temps qu'ils consacrent à se rendre sur le site [Faucheux et Noël, 1995]. La méthode consiste à évaluer la valeur d'usage récréative d'un site en reliant la demande pour ce site, mesurée par le nombre de visites au site, à son prix, mesuré par les coûts engendrés par une visite.

Dans le cas des activités récréatives dans des lieux de villégiature, la majeure partie des frais est souvent attribuable aux coûts de déplacement, d'où le nom de la méthode [Lanoie *et al.*, 1995]. Le principal avantage de la méthode réside dans le fait que les mesures des avantages environnementaux reposent sur des comportements d'agents observés sur le marché. La méthode des coûts de déplacement est presque uniquement utilisée pour évaluer les avantages associés aux lieux permettant des activités de plein air, ce qui tout de suite en révèle ses limites. Elle repose sur le raisonnement suivant : si un individu est prêt à encourir des frais pour profiter d'un lieu de villégiature, la valeur de ce bien environnemental pour lui est au moins aussi grande que les frais encourus pour bénéficier de l'activité.

Cette méthode représente en quelque sorte le coût d'opportunité d'une visite qui varie, d'un groupe à l'autre, selon le lieu de leur résidence. Le coût d'opportunité peut être défini comme la différence monétaire entre une option de développement déterminée et l'option existante [Revéret *et al.*, 1990]. À l'aide d'une enquête permettant d'identifier la provenance des visiteurs, l'analyste peut donc définir une *courbe de demande* associant à chaque niveau de prix le nombre de visites réalisées sur une période de temps donnée. En posant l'hypothèse qu'un groupe réagira à l'augmentation du coût d'une visite de la même façon que ceux qui ont fait face initialement à ce coût, la courbe de demande obtenue permet d'inférer la valeur d'un site récréatif [Revéret *et al.*, 1990].

A.2.1.2 Prix hédonistes

Cette méthode d'évaluation consiste à chercher un marché de substitution sur lequel sont vendus et achetés des biens et services dont les avantages ou les coûts environnementaux en représentent des attributs ou des caractéristiques [Faucheux et Noël, 1995]. De façon plus générale, la méthode des prix hédonistes tente d'établir la

part de l'environnement dans les différences de prix des biens immobiliers et de déterminer le coût d'une dégradation de l'environnement ou l'avantage résultant de son amélioration, sous la forme du consentement effectif à payer pour les caractéristiques ou les attributs environnementaux exercés par les agents économiques sur le marché immobilier.

La méthode convient assez bien à la pollution atmosphérique ou à celle associée au bruit, du moins lorsque les effets sont faciles à observer par les individus concernés. Ces effets se répercutent par conséquent sur les prix de marché, ce qui est relativement simple à observer et à mesurer. L'analyse des études utilisant la méthode des prix hédonistes, faite par Holmes *et al.* [1999], illustre bien le type de résultats pouvant être obtenu. L'amélioration de la qualité de l'eau ou de la non-dégradation de sa qualité peut fournir des bénéfices aux propriétaires riverains. Cette méthode s'applique à un nombre restreint de situations. À l'exception de la relation entre le prix des maisons et certaines nuisances environnementales, aucune autre application de la fonction hédonique de prix n'a été mise de l'avant dans l'évaluation environnementale [Lanoie *et al.*, 1995].

A.2.1.3 Dépenses de protection

À l'aide de méthodes de dépenses de protection, la valeur de l'environnement est déduite de ce que les individus sont prêts à payer pour prévenir sa dégradation. Par exemple, le comportement d'évitement d'un individu afin de prévenir des effets négatifs produit une valeur monétaire pour une externalité environnementale.

La méthode des dépenses de protection tient compte du fait que les individus font des dépenses pour se protéger d'une dégradation de leur environnement. L'observation d'une diminution de ces dépenses de protection ne peut être considérée comme une mesure correcte d'une amélioration de la qualité de l'environnement [Bontems et Rotillon, 1998]. Mais la comptabilisation de ces dépenses, même si elle ne peut évaluer l'ensemble du consentement à payer des individus, est un moyen simple d'évaluer le bénéfice minimal qui est rattaché à l'amélioration de l'environnement.

A.2.1.4 Monétarisation des dommages physiques

La monétarisation des dommages physiques[3] rend possible l'évaluation d'un bien environnemental à l'aide du coût encouru par la restauration de l'environnement dans son état d'origine (avant les dommages). De façon concrète, cela permet la détermination de la quantité d'un bien endommagé ou détruit par la pollution et la considération de son coût de remplacement au prix du marché [Lanoie *et al.*, 1995].

Selon Revéret *et al.* [1990], cette méthode est la plus simple car elle consiste à déterminer la quantité d'un bien détruit et à considérer le coût de remplacement de ce bien au prix du marché. Son utilisation ne nécessite pas l'identification précise de la source de dégradation ou la définition d'une fonction de dommage. La méthode est, bien sûr, limitée quant à son domaine d'application et il faut que la notion même de remplacement ait du sens pour le problème considéré. Elle ne peut pas être utilisée lorsque des dommages irréversibles sont causés à l'environnement. Elle ne fait aucune référence aux comportements des agents économiques : elle n'évalue pas de surplus du consommateur.

A.2.2 Méthodes directes (préférences exprimées)

La méthode directe la plus utilisée est l'*évaluation contingente*. Cette méthode est utile lorsque le marché ne fournit pas les prix nécessaires à l'analyse. Il faut alors chercher à déterminer des prix fictifs sur un marché hypothétique, c'est-à-dire essayer de connaître le prix que les individus seraient disposés à payer pour conserver un environnement de qualité, ou encore le prix qu'ils exigeraient en compensation de la détérioration de leur environnement. La méthode consiste essentiellement à découvrir ces montants en posant explicitement des questions à des individus [Lanoie *et al.*, 1995]. La valeur retenue dans l'analyse avantages-coûts est la valeur moyenne fournie par ceux qui ont répondu au questionnaire.

La méthode contingente a l'avantage de pouvoir s'adapter, par une interprétation appropriée du questionnaire, à une vaste gamme de situations où un projet influe sur l'environnement. Cette méthode peut donner lieu à de nombreux biais : biais

[3] On fait aussi référence à cette méthode comme celle du coût de remplacement [Barde, 1992].

stratégique, hypothétique, conceptuel, opérationnel [Barde, 1992; Faucheux et Noël, 1995; Lanoie *et al.*, 1995; Tietenberg, 2000]. La méthode contingente semble devenir de plus en plus populaire. Le principe de la méthode est extrêmement simple : puisque les individus bénéficient d'une amélioration de leur situation mesurée par leur consentement à payer ou à recevoir pour une dégradation à la suite d'une modification de la qualité des services rendus par un bien environnemental donné, il n'y a qu'à leur demander explicitement la valeur monétaire qu'ils accordent à ce changement [Bontems et Rotillon, 1998]. Cette méthode est d'ailleurs la seule utilisable pour les valeurs de non-usage et la seule qui puisse intégrer l'incertitude en évaluant une valeur d'option [Faucheux et Noël, 1995]. Cette valeur s'applique particulièrement au cas où il existerait une incertitude sur l'offre du bien dans le futur. La valeur d'option essaie d'inclure les sources d'incertitudes provenant du côté de la demande future des utilisateurs, d'une part, et du côté de l'offre (ou de la disponibilité) du bien, de la ressource ou du service environnemental, d'autre part [Revéret *et al.*, 1990].

A.2.3 Limites des évaluations économiques

Le premier aspect d'importance lors d'une évaluation économique de projets, de politiques ou de réglementations touchant l'environnement est de vérifier si la valeur économique totale (valeurs d'usage et de non-usage) est nécessaire ou si un sous-ensemble de celle-ci suffit : soit la valeur d'usage, valeur d'option, valeur d'existence, valeur écologique, valeur de legs ou toute combinaison de ces dernières. Plusieurs types de biens environnementaux sont à la fois privés et publics. Dans la préparation de toute étude d'évaluation environnementale, il incombe de détailler tous les types de bénéfices fournis par le bien [Garrod et Willis, 1999].

Le choix de la méthode d'évaluation des avantages environnementaux dépend d'un certain nombre d'éléments : les objectifs de l'étude, les valeurs économiques particulières nécessaires, l'acceptabilité des hypothèses de travail, l'importance attachée aux erreurs particulières, la conformité de la méthode avec la théorie et les applications particulières, la robustesse de l'estimation des bénéfices, la vérification de l'identification précise de la population et des avantages estimés pour les individus et

enfin la représentativité ou transposition pour le reste de la population [Garrod et Willis, 1999].

Il semble qu'il n'y ait pas de méthodes qui soient une panacée. En fait, la diversité des méthodes reflète la divergence des situations où l'évaluation environnementale est nécessaire. Aucune des méthodes n'est simple d'application et elles sont toutes sujettes à un certain degré de controverse [Lanoie *et al.*, 1995]. Les méthodes directes supposent l'identification d'une certaine relation dose-réponse entre les dommages environnementaux et la productivité d'un milieu; relation qui ne fait pas nécessairement consensus dans le milieu scientifique. La méthode contingente peut occasionner des biais d'ordre stratégique ou hypothétique difficiles à éviter. La méthode directe des coûts de déplacement exige qu'on attribue une valeur au temps de loisir, ce qui suscite également la polémique. Par ailleurs, le recours à la fonction hédonique des prix des maisons suppose que le marché fonctionne de façon satisfaisante, ce qui peut être discutable. Enfin, il faut bien garder à l'esprit que ces études servent d'aide à la décision et laissent une large place au jugement. Malgré les imperfections et imprécisions soulevées, il semble qu'il faut persister à utiliser ces méthodes

B. INTÉGRATION DE LA MÉTHODE À GIBSI

Cette annexe présente la méthode utilisée pour l'intégration du module d'analyse avantages-coûts à GIBSI. Dans la première section, on décrit les équations nécessaires à l'estimation des avantages monétaires associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. La section suivante présente les méthodes de calcul des volumes de fumiers et de lisiers nécessaires à la détermination des coûts d'épandage et de traitement ainsi que les méthodes pour le calcul des coûts pour les règles de gestion des fertilisants. Dans la troisième section, les usages de l'eau retenus pour le bassin versant de la rivière Chaudière sont identifiés. Finalement, les fenêtres du module d'analyse avantages-coûts ainsi que leur fonctionnement sont présentés. Cette annexe permet de mieux comprendre le fonctionnement et l'intégration du module d'analyse à GIBSI.

B.1 AVANTAGES MONÉTAIRES

Cette section présente la méthode de calcul développée pour l'estimation des avantages monétaires associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. Dans la première partie, les équations pour le calcul des avantages sont décrites. Un inventaire de plusieurs données d'avantages monétaires associés à différents usages de l'eau est ensuite présenté.

B.1.1 Données d'avantages

Le tableau B.1 présente plusieurs données d'avantages monétaires associés à différents usages de l'eau retrouvés dans la littérature. Cet inventaire n'est pas exhaustif, il se veut une démonstration des données monétaires utilisées dans la littérature.

Tableau B.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]		
	Pêche (eaux froides)	24,57 $US[1]		
	Pique-nique	17,21 $US[1]	1997	CD
	Camping	20,61 $US[1]		
	Cyclisme	15,12 $US[1]		
Bingham *et al.* [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 *et al.* [1997]	Eau souterraine	634,68 $US[3]	1996	EC
Frederick *et al.* [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 m^3
[7] Dépenses de protection

Tableau B.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 *et al.* [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 *et al.* [1999]	Baignade	19-30 $US[1]	1997	TB
Sun *et al.* [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 *et al.* [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 *et al.* [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 m^3
[7] Dépenses de protection

B.1.2 Équations

Le tableau B.2 présente les équations nécessaires pour l'estimation des avantages monétaires associés aux usages de l'eau. Une description des variables composant les algorithmes est fournie au tableau B.3.

Tableau B.2 Équations utilisées pour l'estimation des avantages monétaires associés aux usages de l'eau

Description	
• Valeur monétaire des avantages par jour d'activité $_CAP = $_Dépenses + $_Surplus	(B.1)
• Population comprise dans la zone d'étude (i) Population_Zone = Population_Étude	(B.2)
(ii) Population_Zone = Population_Superficie * Superficie	(B.3)
(iii) Superficie = 3.14159265 * Rayon_Étude^2	(B.4)
• Population pratiquant l'activité Population_Activité = Population_Zone * %_Population	(B.5)
• Nombre de jours total pour la pratique de l'activité Jours_Total_Activité = Population_Activité * Jours_Activité	(B.6)
• Nombre de jours où l'activité est possible Jours_Usage = Jours_Total_Activité * (1 – Probabilité_Dépassement)	(B.7)
• Avantages monétaires de l'usage de l'eau $_Avantages = Jours_Usage * $_CAP	(B.8)
• Avantages monétaires nets pour le scénario $_Avantages_Nets = Différence $_Avantages (scénario; état de référence)	(B.9)
• $_Avantages_Totaux Somme ($_Avantages_Nets)	(B.10)
• Actualisation des avantages monétaires de l'usage de l'eau $_Avantages_Actualisés = ($_Avantages) / (1+Taux_Actualisation) ^ (Année_Actualisation – Année_Activité)	(B.11)
• Ratio avantages-coûts Ratio_AC = $_Avantages_Nets / $_Coûts_Totaux	(B.12)

Tableau B.3 Description des variables constituant les équations pour l'estimation des avantages monétaires

Variable	Description	Unités
$_Dépenses	Dépenses associées à l'usage de l'eau	$/jour
$_CAP	Consentement à payer lié à l'usage de l'eau	$/jour
$_Surplus	Valeur monétaire associée à l'usage de l'eau	$/jour
Population_Zone	Population de la zone associée au scénario	habitants
Population_Étude	Taille de la population fixée par l'usager	habitants
Population_Superficie	Population de la zone à l'étude	habitants/km^2
Superficie	Superficie de la zone touchée par l'usage de l'eau	km^2
Rayon_Étude	Rayon de la zone d'intérêt	km
Population_Activité	Population concernée par l'usage de l'eau	habitants
%_Population	Pourcentage de la population pratiquant l'usage de l'eau	%
Jours_Activité	Nombre de jours par année par usager pour l'activité	jours
Jours_Total_Activité	Nombre de jours totaux par usager pour l'activité	jours
Jours_Usage	Nombre de jours par année où l'usage de l'eau est possible	jours
Probabilité_Dépassement	Probabilité de dépassement du *CQE* lié à l'usage	0-1
$_Avantages	Avantages monétaires liés à l'usage de l'eau	$
$_Avantages_Nets	Avantages nets pour l'usage de l'eau choisi	$
$_Avantages_Actualisés	Avantages monétaires actualisés pour l'usage	$
Taux_Actualisation	Taux d'actualisation des données monétaires	%
Année_Actualisation	Année de référence pour l'actualisation des données monétaires	
Année_Activité	Année de l'activité pour l'actualisation des données monétaires	
$_Avantages_Totaux	Avantages monétaires pour tous les usages	$
$_Coûts_Totaux	Coûts totaux calculés pour la zone de coûts	$
Ratio_AC	Ratio avantages-coûts pour le scénario	

B.2 COÛTS DES SCÉNARIOS DE GESTION

Cette section présente les équations développées pour le calcul des coûts des scénarios de gestion agricole. En première partie, les étapes de calcul nécessaires pour déterminer les volumes de fumiers et lisiers sont décrites. Ces calculs sont nécessaires pour transformer les données du bilan agronomique pour l'azote et le phosphore (offre et demande) en volume de fumiers et lisiers afin de déterminer les coûts de l'épandage et de traitement des rejets. Les méthodes pour le calcul des différentes règles de gestion sont ensuite exposées. Finalement, les équations nécessaires au calcul des coûts des scénarios sont présentées.

B.2.1 Calcul des volumes de rejets

La méthode de calcul des volumes des rejets (fumiers et lisiers) comporte six étapes. Elle permet de transformer les données des bilans agronomiques de l'azote et du phosphore calculées par GIBSI en volume de fumiers et lisiers afin de déterminer les coûts de l'épandage et de traitement des rejets. Selon les besoins des règles de gestion des fertilisants, le bilan agronomique utilisé sera celui de l'azote et/ou du phosphore (pour une description détaillée des règles, se référer à l'annexe C). Le tableau B.4 présente une description des variables utilisées pour l'estimation des volumes de rejets. Lorsque la variable Cheptel est utilisée, cela signifie que les calculs sont effectués pour chacune des espèces composant le cheptel, soit les bovins, porcins, volailles et autres.

1re étape Proportions du cheptel du scénario

Cette étape permet de déterminer les proportions des différents cheptels afin de préciser l'apport de chacun des types de cheptel (bovins, porcins, volailles et autres) dans la production de fumiers et de lisiers pour le scénario à l'étude.

i. Calcul des volumes de rejets produits par type de cheptels

On utilise les données de cheptels du scénario et celles de la table DetailCheptel_moyenne (Moyenne_Fumier et Moyenne_Lisier) de la base de données GIBSI pour calculer les volumes pour chaque type de cheptel.

$$Volume_Type_Cheptel = Nombre_Cheptel * Volume_Cheptel \quad (B.13)$$

Tableau B.4 Description des variables constituant les équations pour le calcul des volumes de fumiers et lisiers

Variables	Description	Unités
Volume_Type_Cheptel	Volume de rejets produit par jour pour chacun des types de cheptel	l/j
Nombre_Cheptel	Nombre d'unités animales par type de cheptel	UA
Volume_Cheptel	Volume de rejets produit par jour par unité animale pour chacun des types de cheptel	l/j/UA
ValFert_Cheptel	Valeur fertilisante de l'apport de chaque type de cheptel	kg/j
Volume	Volume de rejets produit par jour	l/j
Teneur	Teneur en azote ou en phosphore des rejets[1]	kg/t
Densité	Densité apparente des rejets[1]	t/m^3
Port_Min	Portion en azote ou phosphore minérale des rejets[1]	
Val_Fert_totale	Valeur fertilisante totale de l'apport des cheptels	kg/j
TDP	Produit de la teneur, densité et Port_min pour chaque type de cheptel	kg/m^3
Proportion_Cheptel	Proportion de la valeur fertilisante pour chaque type de cheptel	
Quantité	Quantité de rejets à épandre	kg
Demande	Demande agronomique (azote ou phosphore)	kg/ha
Superficie_Scénario	Superficie du scénario à l'étude	ha
Quantité_corrigée	Quantité corrigée de rejets à épandre	kg
Facteur_perte	Facteur de perte par volatilisation liée aux modes d'épandage[1, 2]	
Quantité_Cheptel	Quantité de rejets produite par type de cheptel	kg
Vol_Cheptel	Volume de rejets produit pour chaque type de cheptel	l
Vol_Fumiers	Volume total de fumiers	m^3
Vol_Bovins	Volume de fumiers provenant du cheptel bovins	l
Vol_Volailles	Volume de fumiers provenant du cheptel volailles	l
Vol_Autres	Volume de fumier provenant du cheptel autres	l
Vol_Lisiers	Volume total de lisiers	m^3
Vol_Porcins	Volume de lisiers provenant du cheptel porcins	l

[1] *Les données proviennent des Grilles de références en fertilisation [CPVQ, 1996].*

[2] *Étant donné qu'il n'y a pas de perte par volatilisation pour le phosphore, un facteur égal à 1 sera utilisé dans le calcul.*

ii. Transformation du volume de rejets en valeurs fertilisantes

Les données de la table ReferenceFumiersLisiers de la base de données GIBSI sont nécessaires pour déterminer la valeur fertilisante de l'ensemble du cheptel du scénario en tenant compte de l'apport de chacun des types de cheptel. Tel que mentionné précédemment, selon les règles de fertilisation la valeur fertilisante de l'azote ou du phosphore sera déterminée à l'aide du volume de rejets calculé à l'étape précédente. Les cheptels considérés dans le calcul du volume de fumiers sont les bovins, les volailles et les autres. Pour le calcul du lisier, seul le cheptel porcin est retenu.

$$\text{ValFert_Cheptel} = (\text{Volume} / 1000) * \text{Teneur} * \text{Densité} * \text{Port_Min} \quad \text{(B.14)}$$

$$\text{Val_Fert_totale} = \text{Somme (ValFert_Cheptel)} \quad \text{(B.15)}$$

Afin de simplifier les calculs, les variables Teneur, Densité et Port_Min pour l'azote et le phosphore sont regroupées sous la variable TDP (kg/m^3) qui est constante pour chaque type de cheptel (voir tableau B.5).

iii. Calcul des proportions des valeurs fertilisantes par type de cheptel

Pour déterminer l'apport en valeur fertilisante provenant de chaque type de cheptel, on fait la somme des valeurs fertilisantes pour le fumier et le lisier. Les cheptels considérés dans le calcul de la proportion des valeurs fertilisantes du fumier sont les bovins, les volailles et les autres. Pour le calcul de la proportion de la valeur fertilisante du lisier, seul le cheptel porcin est retenu.

$$\text{Proportion_Cheptel} = \text{ValFert_Cheptel} / \text{ValFert_totale} \quad \text{(B.16)}$$

2e étape Détermination de la quantité à épandre pour la superficie à l'étude

La quantité de rejets (fumiers et lisiers) à épandre est déterminée par les neuf règles de gestion présentées à l'annexe B. La demande agronomique à utiliser (azote ou phosphore) est précisée par la règle de gestion choisie lors de la définition du scénario agricole.

$$\text{Quantité} = \text{Demande} * \text{Superficie_Scénario} \quad \text{(B.17)}$$

Tableau B.5 Variables TDP pour l'azote et le phosphore.

Cheptels	Azote (kg/m^3)	Phosphore (kg/m^3)
Bovins	1,86	32,37
Volailles	8,78	141,83
Autres	1,87	32,37
Porcs	2,07	30,68

3e étape Correction associée au facteur de perte N

Cette correction est nécessaire uniquement lors de l'utilisation du bilan azote. Étant donné que cette correction ne s'applique pas au phosphore, pour les besoins des calculs, un facteur égal à 1 sera utilisé dans le cas du bilan phosphore.

$$\text{Quantité_corrigée} = \text{Quantité} * \text{Facteur_perte} \quad \text{(B.18)}$$

4e étape Répartition des quantités en fonction du cheptel

Les quantités de rejets sont réparties en fonction des proportions déterminées au point *iii.* de la 1re étape. Les proportions des cheptels considérées dans le calcul des quantités de rejets sont les bovins, les volailles, les autres et les porcins.

$$\text{Quantité_Cheptel} = \text{Quantité_corrigée} * \text{Proportion_Cheptel} \quad \text{(B.19)}$$

5e étape Calcul des volumes de rejets correspondants

C'est en fait l'opération inverse effectuée au point *ii.* de la 1re étape. Le calcul est fait pour chaque type de cheptel.

$$\text{Vol_Cheptel} = \text{Quantité_Cheptel} * 1000 / \text{TDP} \quad \text{(B.20)}$$

6e étape Calcul des volumes totaux de rejets

Pour obtenir les volumes totaux des rejets, il suffit de faire la somme des volumes calculés pour chaque type de rejets (fumiers et lisiers) pour le scénario défini.

Fumiers :

$$\text{Vol_Fumiers} = ((\text{Vol_Bovins} + \text{Vol_Volailles} + \text{Vol_Autres})/1000) \quad \text{(B.21)}$$

Lisiers :

$$\text{Vol_Lisiers} = (\text{Vol_Porcins} / 1000) \quad \text{(B.22)}$$

B.2.2 Calcul des coûts pour les règles de gestion

Cette section présente la méthode développée pour le calcul des coûts associés aux neuf règles de gestion : (i) appliquer les engrais de ferme; (ii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en azote et traiter les surplus; (iii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en phosphore et traiter les surplus; (iv) satisfaire la demande

en azote et phosphore avec des engrais minéraux tout en appliquant les engrais de ferme; (v) appliquer les engrais de ferme et combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux; (vi) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en azote avec des engrais minéraux; (vii) satisfaire la demande en phosphore à l'aide des engrais de ferme, combler le déficit en azote avec des engrais minéraux et traiter les surplus; (viii) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et, (ix) satisfaire la demande en azote à l'aide des engrais de ferme, combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et traiter les surplus. Une description détaillée des règles de gestion est effectuée en annexe B. Le tableau B.6 présente une description des variables utilisées pour le calcul des coûts pour ces règles de gestion. Pour l'ensemble de ces règles, l'usager peut choisir parmi trois modes d'épandage : (i) fumiers et lisiers; (ii) fumiers et; (iii) lisiers.

RÈGLE No. 1 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME

Cette règle de gestion consiste en l'application des engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi. Les coûts d'épandage sont propres à chacun des types de rejets et au mode d'épandage choisi.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on effectue l'épandage de tous les fumiers et lisiers. Les variables FumierAnnuel et LisierAnnuel calculées par GIBSI sont utilisées pour déterminer les coûts de l'épandage des rejets. Ces coûts sont propres à chacun des types de rejet et au mode d'épandage défini.

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers = FumierAnnuel * \$_Coûts_Épandage \quad (B.23)$$

$$\$_Coûts_Épandage_Lisiers = LisierAnnuel * \$_Coûts_Épandage \quad (B.24)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers + \$_Coûts_Épandage_Lisiers \quad (B.25)$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers sont épandus et tous les lisiers produits sont traités.

1. Coûts d'épandage des fumiers

Les coûts de l'épandage des fumiers sont calculés à l'aide de l'équation B.23.

2. Coûts pour le traitement des lisiers

Pour ce mode d'épandage, les lisiers produits sont traités.

$$\$_Coûts_Traitement_Lisiers = LisierAnnuel * \$_Coûts_Traitement \quad (B.26)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers + \$_Coûts_Traitement_Lisiers \quad (B.27)$$

Tableau B.6 Description des variables des équations pour le calcul des coûts pour les règles de gestion des fertilisants

Variables	Description	Unités
$_Coûts_Épandage_Fumiers	Coûts associés à l'épandage des fumiers	$
FumierAnnuel	Volume total annuel de fumiers déterminé par GIBSI	m^3
$_Coûts_Épandage	Coûts unitaires d'épandage pour chacun des types de rejet choisis	$/m^3$
$_Coûts_Épandage_Lisiers	Coûts associés à l'épandage des lisiers	$
LisierAnnuel	Volume total annuel de lisiers déterminé par GIBSI	m^3
$_Coûts_Traitement_Lisiers	Coûts du traitement des lisiers	$
$_Coûts_Traitement	Coûts unitaires du traitement des rejets	$/m^3$
$_Coûts_Traitement_Fumiers	Coûts totaux du traitement des fumiers	$
Vol_Fumiers	Volume de fumiers à épandre	m^3
Surplus_Fumiers	Volume de fumiers en surplus	m^3
Vol_Surplus	Volume de rejets en surplus (fumiers et/ou lisiers)	m^3
$_Coûts_Traitement_Surplus	Coûts du traitement des surplus	$
Surplus_Lisiers	Volume de lisiers en surplus	m^3
Vol_Lisiers	Volume de lisiers à épandre	m^3
$_Engrais	Coûts pour l'épandage d'engrais minéraux	$
Demande	Demande agronomique (azote ou phosphore)	kg/ha
$_Coûts_Engrais	Coûts unitaires des engrais minéraux	$/kg
Superficie	Superficie agricole du scénario à l'étude	ha
Bilan	Bilan agronomique déterminé par GIBSI	kg/ha

iii. Épandage de lisiers

Pour ce type d'épandage, seuls les lisiers sont épandus et tous les fumiers sont traités.

1. Coûts d'épandage des lisiers

L'équation C.24 est utilisée pour déterminer les coûts de l'épandage des lisiers.

2. Coûts du traitement des fumiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'hypothèse que les fumiers produits sont traités.

$$\$_Coûts_Traitement_Fumiers = FumierAnnuel * \$_Coûts_Traitement \quad (B.28)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Lisiers + \$_Coûts_Traitement_Fumiers \quad (B.29)$$

RÈGLE No. 2 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN AZOTE ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en azote avec les engrais de ferme et de traiter les surplus. Pour satisfaire cette règle de gestion, il faut considérer uniquement le bilan agronomique en azote.

i. Épandage de fumiers et lisiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'hypothèse que l'on utilise en premier les fumiers pour satisfaire la demande. Il existe deux possibilités : quantité de fumiers en surplus pour satisfaire la demande et quantité de fumiers insuffisante.

1. Quantité de fumier en surplus

a. Coûts pour l'épandage

Pour déterminer les coûts associés à l'épandage des fumiers, on utilise la demande en azote calculée dans le bilan azote par GIBSI afin d'estimer le volume de fumiers à épandre (voir section B.2.1).

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers = Vol_Fumiers * \$_Coûts_Épandage \quad (B.30)$$

b. Coûts de traitement des surplus

Le volume de fumiers en surplus est obtenu par la différence entre la variable FumierAnnuel et le volume de fumiers à épandre pour satisfaire la demande.

$$Surplus_Fumiers = FumierAnnuel - Vol_Fumiers \quad (B.31)$$

Pour les lisiers, les surplus sont déterminés par la variable LisierAnnuel calculée par GIBSI. Les coûts de traitement des fumiers et lisiers en surplus sont calculés à l'aide de l'équation B.33.

$$Vol_Surplus = Surplus_Fumiers + LisierAnnuel \quad (B.32)$$

$$\$_Coûts_Traitement_Surplus = Vol_Surplus * \$_Coûts_Traitement \quad (B.33)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers + Coûts_Traitement_Surplus \quad (B.34)$$

2. Quantité de fumier insuffisante (déficit)

Dans ce cas, il faut combler la demande en azote avec des lisiers.

a. Coûts pour l'épandage des fumiers et lisiers

Le volume de fumiers à épandre est donné par la valeur de la variable FumierAnnuel calculée par GIBSI. La contribution provenant des lisiers est calculée à l'aide du bilan agronomique de l'azote et le volume de lisiers est déterminé par la méthode présentée à la section B.2.1. Les coûts de l'épandage des fumiers sont calculés à l'aide des équations B.23 et ceux associés à l'épandage du lisier par l'équation B.35.

$$\$_Coûts_Épandage_Lisiers = Vol_Lisiers * \$_Coûts_Épandage \quad (B.35)$$

b. Coûts de traitement pour des surplus

Le surplus de lisiers est calculé par la différence entre la variable LisierAnnuel et le volume de lisiers utilisé pour satisfaire la demande (équation B.36). Les coûts de traitement des surplus de lisiers sont calculés à l'aide de l'équation B.33.

$$Vol_Surplus = LisierAnnuel - Vol_Lisiers \quad (B.36)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Fumiers + \$_Coûts_Épandage_Lisiers + \$_Coûts_Traitement_Surplus \quad (B.37)$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seul le fumier est utilisé pour satisfaire la demande. Les lisiers produits sont traités.

1. Quantité de fumier en surplus

a. Coûts pour l'épandage du fumier

À l'aide de la demande en azote du bilan agronomique calculée par GIBSI, on détermine le volume de fumiers à épandre (voir méthode de calcul de la section B.2.1). L'équation B.30 est utilisée pour le calcul des coûts de l'épandage.

b. Coûts de traitement des surplus

Les surplus sont composés de fumiers et de lisiers. Les surplus de fumiers sont déterminés par la différence entre la variable FumierAnnuel calculée par GIBSI et le volume de fumiers à épandre (équation B.31). Les volumes de lisiers sont déterminés par la variable LisierAnnuel calculée dans GIBSI (section B.2.1). Les volumes de rejets à traiter et les coûts de traitement sont estimés à l'aide des équations B.32 et B.33 respectivement.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_\text{Coûts_Épandage_Fumiers} + \$_\text{Coûts_Traitement_Surplus} \quad \text{(B.38)}$$

2. Quantité de fumier insuffisante (déficit): règle de gestion non disponible

iii. Épandage de lisiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les lisiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les fumiers produits sont traités.

1. Quantité de lisiers en surplus

a. Coûts pour l'épandage du lisier

La demande en azote déterminée dans le bilan calculée par GIBSI est utilisée pour déterminer le volume de lisiers à épandre (méthode de calcul de la section B.2.1). Les coûts sont calculés à l'aide de l'équation B.35.

b. Coûts de traitement des surplus

Les surplus sont composés de lisiers et de fumiers. Pour les lisiers, on fait la différence entre la variable LisierAnnuel calculée par GIBSI et le volume de lisiers à épandre

déterminé précédemment (équation B.39). Le volume total de surplus est déterminé par l'équation B.40 et les coûts de traitement des surplus par l'équation B.33.

$$Surplus_Lisiers = LisierAnnuel - Vol_Lisiers \quad (B.39)$$

$$Vol_Surplus = Surplus_Lisiers + FumierAnnuel \quad (B.40)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Coûts_Épandage_Lisiers + \$_Coûts_Traitement_Surplus \quad (B.41)$$

2. Quantité de lisiers insuffisante (déficit) : règle de gestion non disponible

RÈGLE No. 3 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN PHOSPHORE ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en phosphore avec les engrais de ferme et de traiter les surplus. Les équations utilisées sont les mêmes que pour la deuxième règle de gestion, ce pour tous les modes d'épandage. La différence se situe au niveau du bilan agronomique utilisé pour déterminer le volume de rejets à épandre qui pour cette règle est celui du phosphore.

RÈGLE No. 4 SATISFAIRE LES DEMANDES EN AZOTE ET PHOSPHORE AVEC ENGRAIS MINÉRAUX ET APPLIQUER ENGRAIS DE FERME

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à satisfaire les demandes en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux et à appliquer l'offre en engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, les demandes en azote et phosphore sont satisfaites par des engrais minéraux et tous les engrais de ferme produits sont épandus.

1. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

Il faut utiliser les demandes en azote et phosphore du bilan agronomique pour calculer les coûts de l'épandage d'engrais minéraux nécessaires pour appliquer la règle de gestion.

$$\$_Engrais = Demande * \$_Coûts_Engrais * Superficie \quad (B.42)$$

2. Coûts pour l'épandage des fumiers et lisiers

On utilise les variables FumierAnnuel et LisierAnnuel calculées par GIBSI pour déterminer les coûts de l'épandage des fumiers et des lisiers. Les coûts d'épandage sont propres à chacun des types de rejet et au mode d'épandage déterminés dans le scénario (équations B.23 et B.24).

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Engrais + \$_Coûts_Épandage_Fumiers + \$_Coûts_Épandage_Lisiers \quad (B.43)$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, les demandes en azote et phosphore sont satisfaites par des engrais minéraux et les fumiers (offre) sont épandus. Les lisiers sont traités.

1. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

L'équation B.42 est utilisée pour déterminer les coûts d'utilisation d'engrais minéraux afin de satisfaire les demandes en azote et phosphore.

2. Coûts pour l'épandage des fumiers

Les coûts de l'épandage des fumiers sont déterminés à l'aide de l'équation B.23.

3. Coûts pour le traitement des lisiers

Les coûts de traitement des lisiers sont calculés à l'aide de l'équation B.26.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Engrais + \$_Coûts_Épandage_Fumiers + \$_Coûts_Traitement_Lisiers \quad (B.44)$$

iii. Épandage de lisiers

Pour cette règle de gestion et ce mode d'épandage, on utilise les engrais minéraux pour satisfaire les demandes en azote et phosphore et on épand les lisiers. On fait l'hypothèse que les fumiers sont traités.

1. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

Les coûts associés à l'utilisation des engrais minéraux sont calculés à l'aide de l'équation B.42.

2. Coûts pour l'épandage des lisiers

Les coûts de l'épandage des lisiers sont déterminés à l'aide de l'équation B.24.

3. Coûts pour le traitement des fumiers

On détermine les coûts de traitement des fumiers à l'aide de l'équation B.28.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$_Engrais + $_Coûts_Épandage_Lisiers + $_Coûts_Traitement_Fumiers (B.45)

RÈGLE No. 5 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LES DÉFICITS EN AZOTE ET PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à appliquer les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux. On utilise les valeurs du bilan agronomique en azote et phosphore du mode d'épandage choisi pour déterminer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser pour combler le déficit.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'épandage des fumiers et lisiers et les déficits des bilans agronomiques en azote et phosphore sont comblés à l'aide d'engrais minéraux.

1. Coûts pour l'épandage des fumiers et lisiers

Il faut utiliser les variables FumierAnnuel et LisierAnnuel calculées par GIBSI pour déterminer les coûts de l'épandage des fumiers et des lisiers (équations B.23 et B.24).

2. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

On utilise la valeur absolue de chacun des bilans agronomiques (azote et phosphore) pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler les déficits.

$$\$_Engrais = | Bilan | * \$_Coûts_Engrais * Superficie \quad (B.46)$$

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

L'équation B.43 est utilisée pour calculer les coûts de cette règle de gestion.

ii. Épandage de fumiers

Pour le mode d'épandage, les déficits des bilans agronomiques sont comblés à l'aide d'engrais minéraux et on fait l'épandage des fumiers. Les lisiers sont pour leur part traités.

1. Coûts pour l'épandage des fumiers

Les coûts de l'épandage des fumiers sont déterminés à l'aide de l'équation B.23.

2. Coûts pour le traitement des lisiers

On utilise l'équation B.26 pour calculer les coûts de traitement des lisiers.

3. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

La valeur absolue de chacun des bilans agronomiques (azote et phosphore) sont utilisées pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler le déficit des bilans (équation B.46).

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

L'équation B.44 est utilisée pour calculer les coûts de cette règle de gestion.

iii. Épandage de lisiers

Pour ce mode d'épandage, les déficits des bilans agronomiques (azote et phosphore) sont comblés à l'aide d'engrais minéraux. On fait ensuite l'épandage des lisiers et le traitement des fumiers.

1. Coûts pour l'épandage des lisiers

Pour déterminer les coûts d'épandage des lisiers, on utilise l'équation B.24.

2. Coûts pour le traitement des fumiers

On utilise l'équation B.28 pour déterminer les coûts de traitement des fumiers.

3. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

L'équation B.46 est utilisée pour déterminer les coûts associés à l'utilisation d'engrais minéraux pour combler les déficits.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

L'équation B.45 est utilisée pour calculer les coûts de cette règle de gestion.

RÈGLE No. 6 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LE DÉFICIT EN AZOTE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion consiste à appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en azote. Les équations utilisées sont les mêmes que pour la cinquième règle de gestion. La différence se situe au niveau du bilan agronomique utilisé pour déterminer le volume de rejets à épandre : seul le bilan agronomique du phosphore est utilisé. Les équations utilisées pour calculer les coûts associés à cette règle de gestion, sont les mêmes.

RÈGLE No. 7 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN PHOSPHORE ET COMBLER LE DÉFICIT EN AZOTE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en phosphore à l'aide des engrais de ferme, combler le déficit en azote et à traiter les surplus d'engrais de ferme. C'est en fait une combinaison des règles no. 3 et 6 sans toutefois appliquer l'offre (engrais de ferme).

i. Épandage de fumiers et lisiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'hypothèse que l'on utilise en premier les fumiers pour satisfaire la demande.

1. Quantité de fumiers en surplus

a. Coûts de l'épandage des fumiers

Pour déterminer les coûts associés à l'épandage des fumiers, on utilise la demande en phosphore calculée dans le bilan phosphore par GIBSI afin d'estimer le volume de fumiers à épandre (voir section B.2.1). Les coûts d'épandage sont calculés à l'aide de l'équation B.30.

b. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

La valeur absolue du bilan en azote est utilisée pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler le déficit du bilan en azote. Les coûts associés à l'utilisation des engrais minéraux sont calculés à l'aide de l'équation B.46.

c. Coûts de traitement des surplus

Le volume de fumiers en surplus est obtenu par la différence entre la variable FumierAnnuel et le volume de fumiers à épandre pour satisfaire la demande. L'équation B.31 est utilisée pour déterminer le volume de surplus de fumiers. Pour les lisiers, les surplus sont déterminés à l'aide de la variable LisierAnnuel calculée par GIBSI. Les coûts de traitement des fumiers et lisiers en surplus sont calculés à l'aide de l'équation B.33.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$_Engrais + $_Coûts_Épandage_Fumiers + $_Coûts_Traitement_Surplus (B.47)

2. Quantité de fumier insuffisante (déficit)

Dans ce cas, il faut combler la demande en phosphore avec des lisiers.

a. Coûts pour l'épandage des fumiers et lisiers

Le volume de fumiers à épandre est donné par la valeur de la variable FumierAnnuel calculée par GIBSI. La contribution provenant des lisiers est fournie par les données du bilan agronomique du phosphore et le volume de lisiers est déterminé en utilisant la méthode présentée à la section B.2.1. Les coûts de l'épandage des fumiers sont calculés à l'aide des équations B.23 et ceux associés à l'épandage du lisier par l'équation B.35.

b. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

La valeur absolue du bilan en azote est utilisée pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler le déficit du bilan en azote. Les coûts associés à l'utilisation des engrais minéraux sont calculés à l'aide de l'équation B.46.

c. Coûts de traitement pour des surplus

Le surplus de lisiers est calculé par la différence entre la variable LisierAnnuel et le volume de lisiers à épandre pour satisfaire la demande (équation B.36). Les coûts de traitement des surplus de lisiers sont calculés à l'aide de l'équation B.33.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$_Engrais + $_Coûts_Épandage_Fumiers + $_Coûts_Épandage_Lisiers + $_Coûts_Traitement_Surplus (B.48)

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les surplus de fumiers et lisiers sont traités.

1. Quantité de fumiers en surplus

a. Coûts pour l'épandage des fumiers

Pour déterminer les coûts associés à l'épandage des fumiers, on utilise la demande en phosphore calculée dans le bilan phosphore par GIBSI afin d'estimer le volume de fumiers à épandre (voir section B.2.1). Les coûts d'épandage sont calculés à l'aide de l'équation B.30.

b. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

La valeur absolue du bilan en azote est utilisée pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler le déficit du bilan en azote. Les coûts associés à l'utilisation des engrais minéraux sont calculés à l'aide de l'équation B.46.

c. Coûts de traitement des surplus

Les surplus sont composés de fumiers et de lisiers. Les surplus de fumiers sont déterminés par la différence entre la variable FumierAnnuel calculée par GIBSI et le volume de fumiers à épandre (équation B.31). Les volumes de surplus de lisiers sont déterminés par la variable LisierAnnuel calculée dans GIBSI (section B.2.1). Les volumes de rejets à traiter et les coûts de traitement sont estimés à l'aide des équations B.32 et B.33 respectivement.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

L'équation B.47 est utilisée pour calculer les coûts de cette règle de gestion.

2. Quantité de fumier insuffisante (déficit) : règle de gestion non disponible.

iii. Épandage de lisiers

Pour ce mode d'épandage, les lisiers sont utilisés pour satisfaire la demande et les surplus sont traités.

1. Quantité de lisiers en surplus

a. Estimation des coûts pour l'épandage

Pour déterminer les coûts associés à l'épandage des lisiers, on utilise la demande en phosphore calculée dans le bilan azote par GIBSI afin d'estimer le volume de lisiers à épandre (voir section B.2.1). Les coûts d'épandage sont déterminés à l'aide de l'équation B.35.

b. Coûts de traitement des surplus

Le volume de lisiers en surplus est obtenu par la différence entre la variable LisierAnnuel et le volume de lisiers à épandre pour satisfaire la demande (équation 39). L'équation B.33 détermine les coûts des traitement des surplus.

$$\$_Coûts_Traitement_Lisiers = Surplus_Lisiers\ \$_Coûts_Traitement \quad (B.49)$$

c. Coûts d'utilisation des engrais minéraux

La valeur absolue du bilan en azote est utilisée pour calculer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser afin de combler le déficit du bilan en azote. Les coûts associés à l'utilisation des engrais minéraux sont calculés à l'aide de l'équation B.46.

CALCUL DES COÛTS POUR CETTE RÈGLE DE GESTION :

$$\$_Engrais + \$_Coûts_Épandage_Lisiers + \$_Coûts_Traitement_Lisiers \quad (B.50)$$

2. Bilan phosphore du fumier négatif (déficit) : règle de gestion non disponible.

RÈGLE No. 8 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LE DÉFICIT EN PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à appliquer les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux. Les équations utilisées sont les mêmes que pour celles de la cinquième règle de gestion. La différence se situe au niveau du bilan agronomique utilisé pour déterminer le volume de rejets à épandre; pour cette règle, le bilan utilisé est uniquement celui du phosphore.

RÈGLE No. 9 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN AZOTE, COMBLER LE DÉFICIT EN PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à satisfaire la demande en azote avec l'utilisation des engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi, combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux. Les équations utilisées sont les mêmes que pour celles de la septième règle de gestion. Les différences se situent au niveau des

bilans agronomiques utilisés : (i) pour déterminer le volume de rejets à épandre pour satisfaire la demande en azote (bilan en azote) et (ii) celui du phosphore pour combler le déficit à l'aide d'engrais minéraux.

B.2.3 Calcul des coûts des scénarios de gestion agricole

Le tableau B.7 présente les équations nécessaires pour le calcul des coûts pour chacun des types de scénario de gestion agricole retrouvé au sein de GIBSI. Une description des variables composant les équations est fournie au tableau B.8.

Tableau B.7 Équations pour le calcul des coûts des scénarios de gestion agricole

Description	
Production animale	
• Mode d'épandage (fumiers et lisiers)	
$_Épandage = $_Mode_Épandage * Vol_Rejets	(B.51)
$_Épandage_Net = Différence $_Épandage (Scénario; État de référence)	(B.52)
• Cheptels (bovins, porcins, volailles et autres)	
$_Coûts_Cheptel = Nombre_UA * $_Production	(B.53)
$_Revenu_Cheptel = Nombre_UA * $_Revenu	(B.54)
$_Bénéfices_Cheptel = $_Revenu_Cheptel - $_Coûts_Cheptel	(B.55)
$_Bénéfices_Cheptel_Nets = Différence $_Bénéfices_Cheptel (Scénario; Référence)	(B.56)
Productions végétales et pratiques culturales	
$_Coûts_Production = $_Coûts_Culture * Superficie_Culture	(B.57)
$_Revenu_Production = $_Revenu_Culture * Superficie_Culture	(B.58)
$_Bénéfices_Production = $_Revenu_Production - $_Coûts_Production	(B.59)
$_Bénéfices_Production_Nets = Différence $_Bénéfices_Production (Scénario; Référence)	(B.60)
Gestion des fertilisants	
(voir section B.2.2 pour plus de détails)	
Calcul des coûts totaux	
Coûts_Totaux = Somme (|$_Bénéfices_Cheptel_Nets|; $_Bénéfices_Production_Nets; $_Épandage_Engrais; $_Traitement_Surplus)	(B.61)
Actualisation des coûts des scénarios de gestion	
$_Coûts_Actualisés = ($_Coûts_Totaux) / (1+Taux_Actualisation) ^ (Année_Actualisation – Année_Simulation)	(B.62)

Tableau B.8 Description des variables constituant les équations pour le calcul des coûts des scénarios de gestion

Variable	Description	Unités
$_Épandage	Coûts pour le type d'épandage choisi	$
$_Mode_Épandage	Coûts unitaires pour le mode d'épandage choisi	$/m^3
Vol_Rejets	Volume de rejets (fumiers et/ou lisiers)	m^3
$_Épandage_Net	Coûts nets d'épandage des rejets	$
Scénario	Valeur monétaire associée au scénario de gestion	$
Référence	Valeur monétaire associée à l'état de référence	$
$_Coûts_Cheptel	Coûts de production du cheptel par type de cheptel*	$
Nombre_UA	Nombre d'unités animales	UA
$_Production	Coûts moyens de production par type de cheptel*	$/UA
$_Revenu_Cheptel	Revenus associés au cheptel	$
$_Revenu	Revenu moyen par type de cheptel*	$
$_Bénéfices_Cheptel	Bénéfices associés au cheptel	$
$_Bénéfices_Cheptel_Nets	Bénéfices nets associés aux cheptels	$
$_Coûts_Production	Coûts pour les productions végétales	$
$_Coûts_Culture	Coûts de production par type de culture	$/ha
Superficie_Culture	Superficie du scénario de gestion à l'étude	ha
$_Revenu_Production	Revenus associés aux productions végétales	$
$_Revenu_Culture	Revenus par type de culture	$/ha
$_Bénéfices_Production	Bénéfices associés aux productions végétales	$
$_Bénéfices_Production_Nets	Bénéfices nets pour les productions végétales	$
$_Couts_Totaux	Coûts totaux calculés pour la zone de travail	$
$_Épandage_Engrais	Coûts associés aux engrais commerciaux	$
$_Traitement_Surplus	Coûts totaux des traitements des surplus	$
$_Couts_Actualisés	Coûts actualisés calculés pour la zone de travail	$
Taux_Actualisation	Taux d'actualisation des données monétaires	%
Année_Actualisation	Année de référence pour l'actualisation	
Année_Simulation	Année de l'activité pour l'actualisation	

** Données réparties pour toutes les espèces comprises dans le cheptel*

B.2.4 Table de données : productions animales

Cette section présente la méthode utilisée pour l'agrégation des données de coûts et de revenus pour les productions animales. Cette transformation est nécessaire car les données de productions animales utilisées dans GIBSI sont regroupées dans quatre types de cheptel : bovins, porcins, volailles et autres. Il faut, dans un premier temps, établir la liste des espèces composant les cheptels et inventorier les données disponibles. Les données sont présentées dans le tableau B.9. Elles proviennent de documents de travail produits par Beauregard [2001]. La méthode utilisée pour regrouper les données de coûts et de revenus est basée sur les mêmes principes que ceux employés pour l'estimation des volumes de fumiers et de lisiers pour l'ensemble des cheptels. Les données des différentes espèces animales sont regroupées en sous-espèces à l'aide de la correspondance avec les unités animales de chacune des espèces. Ces données de coûts et de revenus par tête sont ensuite transformées en coûts et revenus par unité animale. Les moyennes des données sont par la suite agrégées pour chacun des types de cheptel.

Tableau B.9 Données de revenus et de coûts pour les productions animales Beauregard [2001]

Espèces	Type	U.A.	Revenus ($/tête)	Coûts ($/tête)	Revenus ($/U.A.)	Coûts ($/U.A.)
Bovins	Vache laitière	1,010	5511,00	3346,00	5456,44	3312,87
	Génisse laitière	0,570	2180,00	2117,00	3824,56	3714,04
	Veau de lait	0,260	971,00	1016,73	3714,46	3910,50
	Bovins laitiers	***0,613***	***2887,33***	***2114,67***	***4338,54***	***3471,79***
	Vache de boucherie	0,730	942,00	609,00	1290,41	834,25
	Veau de boucherie	0,170	908,47	584,68	5343,94	3439,29
	Veau de grain	0,170	764,00	709,00	4494,12	4170,59
	Taureau de boucherie	0,790	739,32	689,60	935,85	872,91
	Bovins de boucherie	***0,465***	***838,45***	***648,07***	***3016,08***	***2329,26***
	Bouvillon de finition	0,430	1606,00	1503,00	3734,88	3495,35
	Bouvillon de semi-finition	0,390	1158,41	1096,92	2970,28	2812,62
	Bouvillon de boucherie	***0,410***	***1382,21***	***1299,96***	***3352,58***	***3153,98***
	Bovins & Bouvillons de boucherie	***0,335***	***764,78***	***649,03***	***2346,19***	***1953,13***
	Données agrégées	**0,474**	**1826,05**	**1381,85**	**3342,36**	**2712,46**
Porcins	Truie	0,195	1078,00	862,00	5528,21	4420,51
	Porc d'engraissement	0,113	134,00	124,00	1185,84	1097,35
	Porcelet	0,026	57,12	61,65	2196,92	2371,15
	Porc naisseur-finisseur	0,113	160,89	133,86	1423,81	1184,60
	Données agrégées	**0,154**	**606,00**	**493,00**	**3357,02**	**2758,93**
Volailles	Poule couveuse	0,009	1,80	1,20	200,00	133,33
	Poulet à griller	0,004	2,19	1,71	547,50	427,50
	Poule & Poulet	***0,007***	***2,00***	***1,46***	***373,75***	***280,42***
	Dindon à griller	0,008	7,15	6,15	893,75	768,75
	Dindon lourd (mâle)	0,015	16,69	15,22	1112,67	1014,67
	Dinde & Dindon	***0,011***	***11,92***	***10,69***	***1003,21***	***891,71***
	Données agrégées	**0,009**	**6,96**	**6,07**	**688,48**	**586,06**
Autres	Agneau léger	0,100	189,73	157,21	1897,30	1572,10
	Brebis laitière	0,104	727,00	482,00	6990,38	4634,62
	Brebis à chair	0,104	257,00	177,00	2471,15	1701,92
	Ovin	***0,109***	***391,24***	***272,07***	***3786,28***	***2636,21***
	Chèvre laitière	0,116	842,00	573,00	7258,62	4939,66
	Caprin	***0,116***	***842,00***	***573,00***	***7258,62***	***4939,66***
	Données agrégées	**0,112**	**616,622**	**422,535**	**5522,450**	**3787,934**

B.3 USAGES DE L'EAU DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

Le tableau B.10 présente les usages de l'eau répertoriés sur le bassin de la rivière Chaudière ainsi que le tronçon de rivière auquel l'usage est associé.

Tableau B.10 Description des usages de l'eau répertoriés sur le bassin Chaudière

Type de contact	Tronçon associé	Municipalité	Description
Contact primaire	1	Charny	Baignade
	41	Saint-Bernard	Baignade
	438	Sainte-Aurélie	Baignade
	956	Lac-Mégantic	Baignade
	1085	Lac-Mégantic	Baignade
	1173	Lac-Drolet	Baignade
	1186	Lac-Drolet	Baignade
	1317	Saint-Benoît-Labre	Baignade
	1338	Saint-Victor	Baignade
	1367	Saint-Victor	Baignade
	1648	Saint-Étienne-de-Lauzon	Baignade
	1657	Saint-Étienne-de-Lauzon	Baignade
	1662	Saint-Gilles	Baignade
	1714	Saint-Gilles	Baignade
	1719	Saint-Narcisse	Baignade
	1729	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Baignade
	1777	Sainte-Agathe	Baignade
Contact secondaire	12	Charny	Pêche
	19	Saint-Rédempteur	Pêche
	29	Saint-Étienne-de-Lauzon	Pêche et canot
	33	Saint-Lambert-de-Lauzon	Pêche
	43	Scott	Pêche et canot
	55	Saint-Bernard	Canot
	162	Saint-Joseph-de-Beauce	Pêche
	184	Saint-Joseph-de-Beauce	Pêche
	247	Beauceville	Pêche et canot
	255	Notre-Dame-des-Pins	Pêche
	319	Saint-Benjamin	Pêche
	365	Sainte-Rose-de-Walford	Pêche
	724	Saint-René	Canot
	873	Sainte-Germaine-Station	Pêche
	956	Lac-Mégantic	Pêche et canot
	964	Lac-Mégantic	Pêche et canot
	1173	Lac-Drolet	Pêche et canot
	1179	Lac-Drolet	Pêche et canot
	1186	Lac-Drolet	Pêche et canot
	1312	Saint-Théophile	Pêche et canot

Tableau B.10 Description des usages de l'eau répertoriés sur le bassin Chaudière (suite)

Type de contact	Tronçon associé	Municipalité	Description
Contact secondaire	1338	Saint-Victor	Canot
	1363	Saint-Victor	Pêche
	1465	Sainte-Clothilde-de-Beauce	Pêche
	1570	Saint-Frédéric-de-Beauce	Pêche
	1644	Saint-Étienne-de-Lauzon	Canot
	1662	Saint-Gilles	Pêche
	1664	Saint-Lambert-de-Lauzon	Pêche
	1713	Saint-Gilles	Canot
	1731	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Pêche
	1735	Saint-Sylvestre	Canot
	1779	Sainte-Agathe	Pêche et canot
Contact visuel	13	Charny	Pique-nique et sentiers pédestres,
	25	Breakeyville	Camping
	29	Saint-Étienne-de-Lauzon	Camping
	31	Saint-Lambert-de-Lauzon	Parc
	33	Saint-Lambert-de-Lauzon	Parc
	38	Saint-Lambert-de-Lévis	Camping
	177	Saint-Joseph-de-Beauce	Camping
	247	Beauceville	Parc
	255	Notre-Dame-des-Pins	Camping, parc et sentiers pédestres
	284	Saint-Georges-de-Beauce	Camping, pique-nique et sentiers pédestres
	438	Sainte-Aurélie	Camping et parc
	804	Saint-Gédéon-de-Beauce	Camping
	956	Lac-Mégantic	Camping, parc, pique-nique et sentiers pédestres
	1085	Lac-Mégantic	Parc
	1186	Lac-Drolet	Parc et sentiers pédestres
	1312	Saint-Théophile	Camping et sentiers pédestres
	1316	Saint-Benoît-Labre	Camping
	1338	Saint-Victor	Parc
	1567	Saint-Joseph	Camping et parc
	1729	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Sentiers pédestres
	1731	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Parc
	1773	Sainte-Agathe	Parc et pique-nique
	1837	Breakeyville	Piste cyclable
Eau potable	14	Charny	
	109	Saints-Anges	
	479	Saint-Georges-de-Beauce	
	956	Lac-Mégantic	
	1317	Saint-Benoît-Labre	
	1353	Beauceville	
	1754	Saint-Pierre-Broughton	
	1735	Saint-Sylvestre	

B.4 FENÊTRES DU MODULE DE L'ANALYSE AVANTAGES-COÛTS

Cette section présente le fonctionnement du module d'analyse avantages-coûts intégré à GIBSI. Ce module permet, à l'aide des résultats de simulation de la qualité de l'eau, d'évaluer les avantages économiques qu'entraîne la récupération des usages de l'eau et de calculer les coûts associés à l'application des scénarios agricoles. Les étapes nécessaires à l'analyse et aux fenêtres développées permettant le calcul des avantages-coûts sont décrites dans cette section.

B.4.1 Choix d'une analyse avantages-coûts

Pour débuter une analyse avantages-coûts, il suffit de sélectionner une simulation dans l'onglet **Simulations** et de choisir **Analyse avantages-coûts** dans le menu contextuel de la souris de l'élément **Traitement de données simulées** (figure B.1). Ensuite, il est nécessaire de déterminer une simulation de référence (même période de temps) pour pouvoir effectuer l'analyse avantages-coûts. La fenêtre du choix d'une analyse permet de sélectionner une analyse existante ou de créer une nouvelle analyse en spécifiant un nom pour l'analyse (figure B.2). Il est aussi possible dans cette fenêtre de supprimer une analyse avantages-coûts existante.

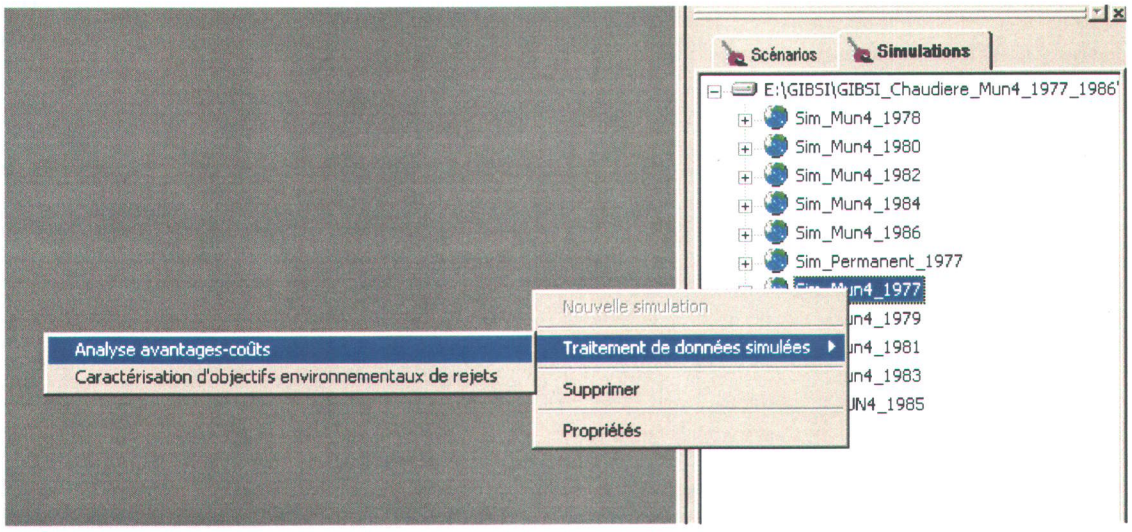

Figure B.1 Sélection de l'analyse avantages-coûts

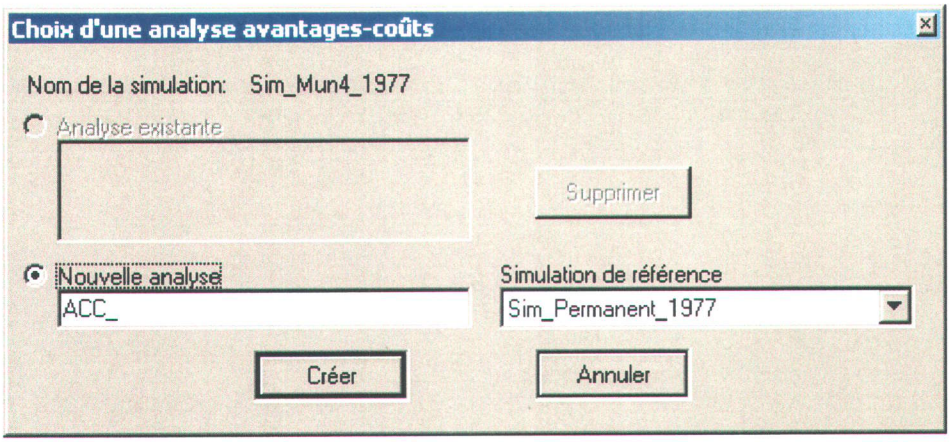

Figure B.2 Fenêtre pour le choix d'une analyse avantages-coûts

B.4.2 Estimation des avantages liés aux usages de l'eau

La figure B.3 présente la fenêtre de l'estimation des avantages liés aux usages de l'eau. Cette fenêtre permet le choix d'usage(s) de l'eau ainsi que la définition et la validation des données nécessaires à l'estimation des avantages associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. Dans un premier temps, il faut appuyer sur le bouton **Ajouter un usage** pour débuter la définition d'un usage de l'eau.

B.4.2.1 Détermination d'un usage de l'eau

Il existe deux possibilités pour le choix d'un usage de l'eau : usages existants ou potentiels. Dans les deux cas, il faut choisir dans un premier temps une catégorie d'usage de l'eau (contact primaire, secondaire, visuel et eau d'approvisionnement). En fonction de la catégorie sélectionnée, différents types d'usage de l'eau sont disponibles. Par exemple, pour le contact primaire, la baignade et le kayak sont les deux usages possibles. Pour les usages de l'eau existants, une fois le choix effectué, la localisation des usages de l'eau apparaît dans la carte du réseau hydrographique du bassin située dans l'encadré à droite. Ces usages sont illustrés à l'aide d'un pictogramme spécifique à la catégorie de l'usage. Chacun des usages affichés est associé à un tronçon du réseau hydrographique du bassin versant.

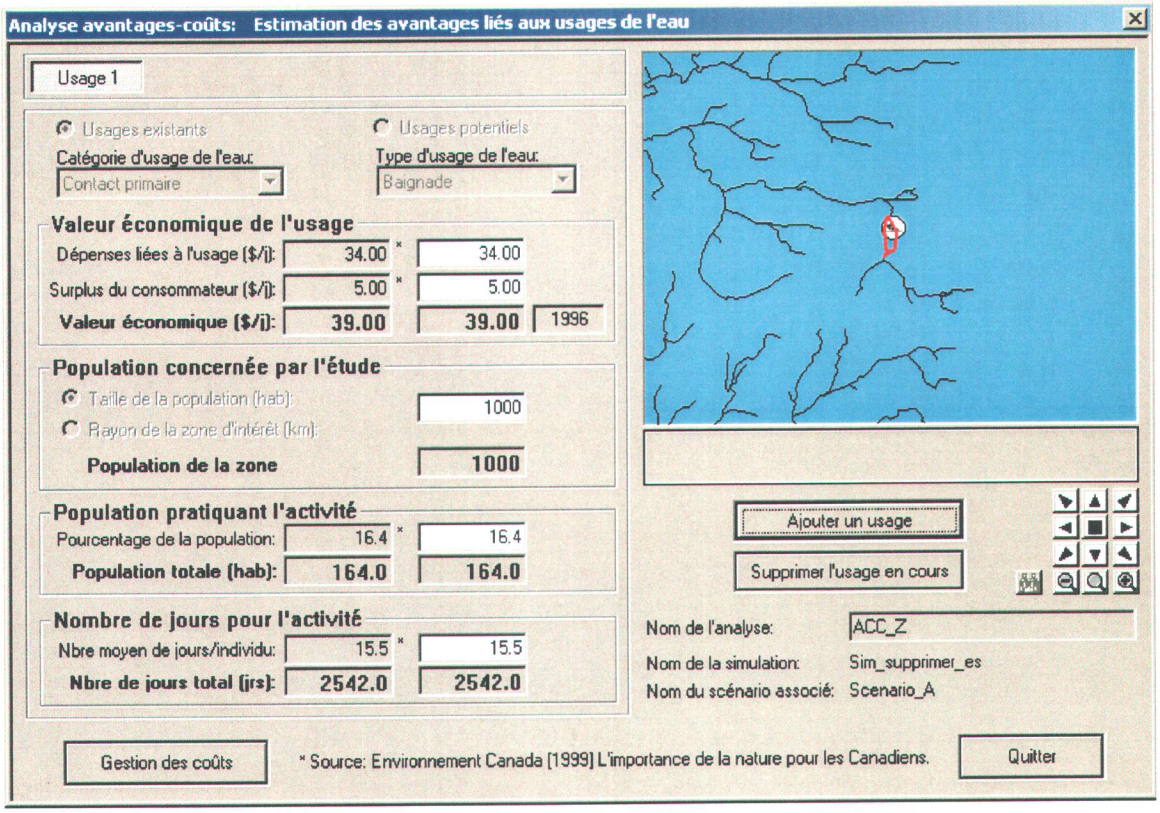

Figure B.3 Fenêtre pour l'estimation des avantages liés aux usages de l'eau

Une fois la définition de l'usage de l'eau effectuée, une fenêtre demande à l'usager de sélectionner un usage du type spécifié sur la carte du bassin versant. Pour ce faire, il est possible d'utiliser les outils de la carte pour faciliter la sélection de l'usage sur la carte. Dans le cas des *usages existants*, il est possible de voir une description de l'usage (type, municipalité et coordonnées UTM) dans l'encadré se trouvant sous la carte en déplaçant la souris sur la carte affichée. Pour effectuer le choix de l'usage, il suffit d'appuyer sur le pictogramme correspondant. Pour les *usages potentiels*, il suffit de sélectionner un tronçon du réseau hydrographique en déplaçant la souris sur la carte. Dans ce cas, ce sont les numéros des tronçons qui sont affichés sous la carte. Les usages de l'eau existants sont affichés mais il n'est pas possible de les choisir. L'usager peut sélectionner le tronçon directement sur la carte hydrographique ou à l'aide du bouton identifié par une paire de jumelle (Recherche de tronçons sur la carte) qui permet de choisir les tronçons en fonction des numéros qui leur sont attribués

(figure B.4). Dans les deux cas, le système s'assure avant de confirmer le choix que, pour le tronçon sélectionné, il existe des données de qualité de l'eau et qu'une amélioration de la qualité de l'eau par rapport à l'état de référence est observée. Une fenêtre est ainsi affichée et demande à l'usager de définir les dates de référence pour la vérification de l'amélioration de la qualité de l'eau à l'aide des probabilités de dépassement (figure B.5). L'usager doit ainsi déterminer la période pour laquelle le calcul de la probabilité de dépassement pour l'usage de l'eau défini est nécessaire. Il doit choisir les années de référence ainsi qu'une saison (printemps, été et automne) ou un intervalle (jour et mois, de début et de fin). Si ces deux conditions sont remplies (données disponibles et amélioration de la qualité), le choix du tronçon devient effectif (dessiné en rouge), sinon on demande à l'usager de choisir un autre tronçon.

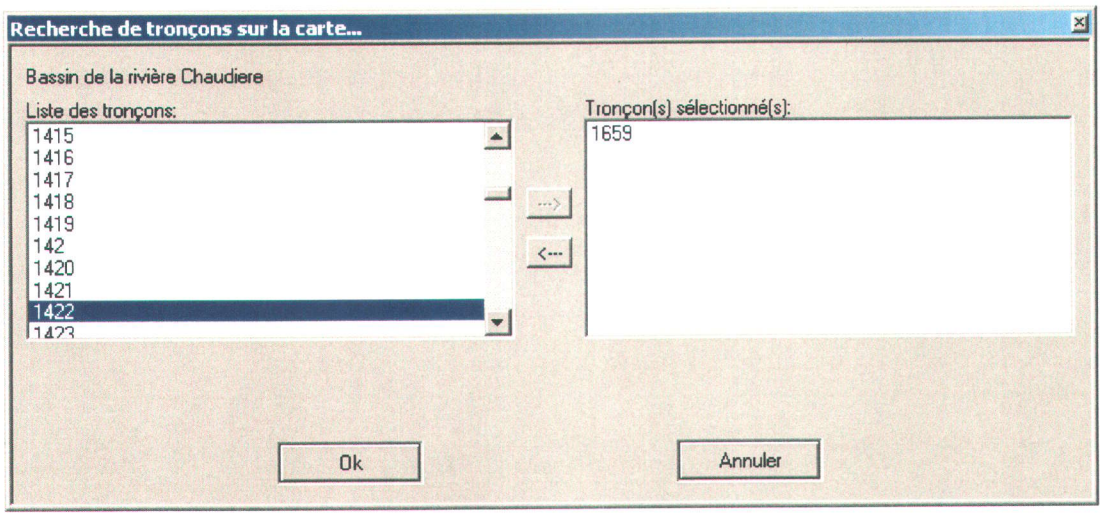

Figure B.4 Fenêtre de recherche de tronçon(s) sur une carte

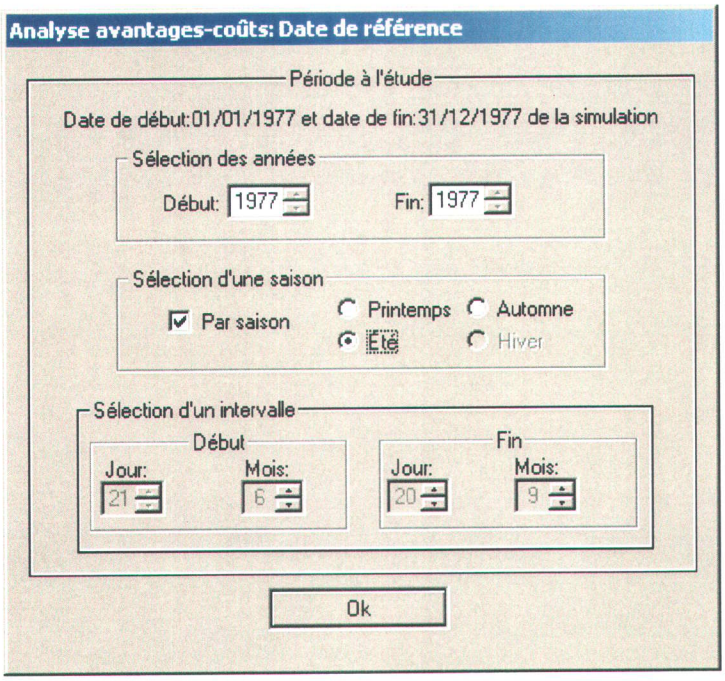

Figure B.5 Fenêtre pour le choix des dates de référence

B.4.2.2 Données pour l'estimation des avantages

Pour permettre l'estimation des avantages monétaires de l'amélioration de la qualité de l'eau, l'usager doit soit valider ou modifier les données nécessaires à ce calcul.

B.4.2.2.1 Valeur économique de l'usage

Dans un premier temps, l'usager peut modifier et/ou valider les valeurs des dépenses liées à l'usage et celles du surplus du consommateur. Des valeurs de référence sont présentées dans le premier encadré de la figure B.4. Elles proviennent de l'étude d'Environnement Canada[4] sur l'importance de la nature pour les Canadiens. Il faut noter qu'une date de référence est associée à la valeur économique estimée. Si les valeurs des dépenses ou du surplus du consommateur sont modifiées, il est aussi

[4] Environnement Canada [1999]. *L'importance de la nature pour les Canadiens: Rapport sommaire de l'Enquête.*

possible de changer la date référence. Cette date est importante si l'usager désire actualiser les données monétaires de l'analyse (voir section B.4.5).

B.4.2.2.2 Population concernée et pratiquant l'activité

L'étape suivante consiste à préciser la population concernée par l'étude. Deux choix sont offerts à l'usager : détermination de la taille de la population ou choix d'un rayon de la zone d'intérêt. En choisissant la taille de la population, il suffit d'indiquer le nombre d'habitants concernés par l'usage à l'étude. Pour le rayon de la zone d'intérêt, l'usager doit préciser la grandeur (km) du rayon. Cette option utilise la répartition de la population sur la zone d'étude ainsi que la superficie calculée à l'aide du rayon défini par l'usager pour déterminer la population concernée par l'étude. Une valeur de référence de 10 km est affichée. Pour passer à la section suivante, afin de déterminer le pourcentage de la population pratiquant l'activité, il suffit d'utiliser la touche Tab.

B.4.2.2.3 Population pratiquant l'activité

La population pratiquant l'activité est déterminée à l'aide de la population concernée et du pourcentage de la population pratiquant l'activité. Les valeurs de pourcentage présentées proviennent aussi de l'étude d'Environnement Canada (section B.4.2.2.1) et sont en relation avec les usages de l'eau choisis. Il faut noter que ces valeurs sont spécifiques au Québec. Comme pour la valeur économique de l'usage, l'usager peut modifier les valeurs présentées. Dans cet encadré, on retrouve aussi les résultats du calcul de la population pratiquant l'activité.

B.4.2.2.4 Nombre de jours pour l'activité

La dernière étape pour l'estimation des avantages consiste à préciser le nombre moyen de jours par individu pour l'activité. Tout comme pour la population pratiquant l'activité, des valeurs de référence de l'étude d'Environnement Canada (section B.4.2.2.1) sont affichées et il est possible de les modifier. Le résultat du calcul du nombre de jours pour l'activité définie est aussi présenté dans l'encadré.

Une fois tous les paramètres déterminés, l'usager peut soit passer à l'étape suivante en appuyant sur le bouton **Gestion des coûts** ou définir un ou plusieurs autres usages de l'eau en appuyant sur le bouton **Ajouter un usage** situé sous la carte du bassin, et ainsi définir tous les paramètres d'un nouvel usage de l'eau. Un maximum de cinq usages peut être défini. En tout temps il est possible de visualiser les usages définis par le choix de l'onglet de l'usage d'intérêt. Il est aussi possible de supprimer l'usage en cours à l'aide du bouton **Supprimer l'usage en cours**. Il faut noter que les noms de l'analyse, de la simulation et du scénario associés sont affichés sous ces boutons. Il est aussi possible d'utiliser le bouton **Quitter** pour terminer l'analyse avantages-coûts.

B.4.3 Coûts des pratiques de gestion agricole

La fenêtre suivante du module d'analyse permet la gestion des coûts des scénarios agricoles (figure B.6). Il est ainsi possible de valider ou modifier les données nécessaires au calcul des coûts du scénario agricole. Les coûts sont regroupés pour chacun des types de gestion : mode d'épandage, production animale, productions végétales et pratiques culturales et finalement, gestion des fertilisants. Pour chacun des types de gestion, des valeurs de coûts sont présentées à l'usager à l'aide d'une liste défilante. Ces valeurs de référence proviennent d'un inventaire de différentes études et se veulent représentatives du marché actuel. Une date de référence est aussi associée aux données de coûts. Cette référence est nécessaire dans le cas où l'usager désirerait effectuer une actualisation des données monétaires de l'étude (voir section B.4.5). Pour la section Gestion des fertilisants, les coûts de gestion sont calculés en fonction du choix effectué lors de la définition du scénario agricole.

En tout temps, l'usager peut appuyer sur le bouton **Réinitialiser les données**, ce qui annulera les modifications effectuées et les données initiales seront de nouveau affichées. Il est aussi possible de passer à la fenêtre suivante en appuyant sur le bouton **Calcul des coûts** ou d'utiliser le bouton **Quitter** pour mettre un terme à l'analyse avantages-coûts.

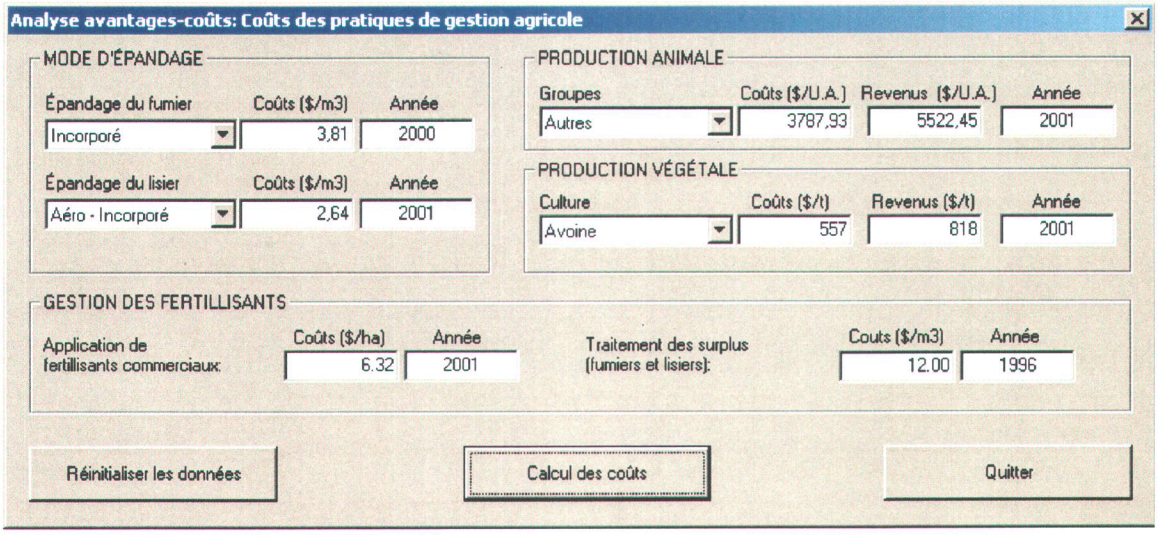

Figure B.6 Fenêtre de Gestion des coûts

B.4.4 Calcul des coûts associés au scénario agricole

La figure B.7 présente la fenêtre du calcul des coûts associés au scénario agricole. Comme pour la fenêtre précédente, cette fenêtre est organisée en fonction des types de gestion et présente les résultats du calcul des coûts pour l'état de référence et pour la ou les zones de coûts identifiée(s) lors de la définition des attributs du scénario agricole à l'étude (voir section 3.4).

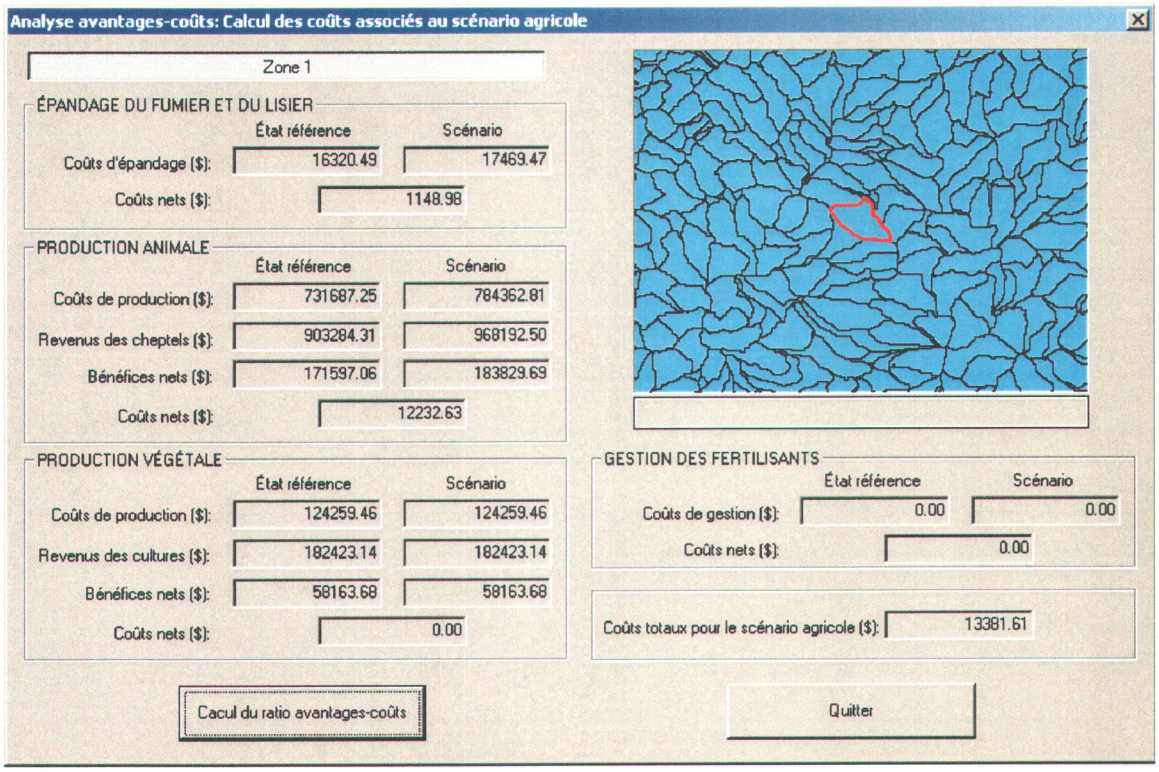

Figure B.7 Fenêtre du calcul des coûts associés au scénario agricole

La comparaison entre les coûts de l'état de référence et du scénario agricole fournit les coûts nets du type de gestion pour l'épandage des fumiers et lisiers, les pratiques culturales et la gestion des fertilisants. Pour les productions animales et végétales, des données de revenus des cheptels et des cultures nécessaires dans l'estimation des bénéfices sont aussi présentées. Les coûts totaux pour le scénario agricole sont affichés dans le coin droit en bas de la fenêtre. Lorsque plusieurs zones de travail ont été définies dans le scénario agricole, plusieurs onglets sont disponibles dans le coin supérieur gauche de la fenêtre. Afin de visualiser les coûts de chacune des zones, l'usager n'a qu'à choisir l'onglet respectif. Dans le coin droit en haut de la fenêtre, la carte affichée présente la zone de travail du scénario défini et sa localisation géographique.

Après avoir validé et/ou modifié les résultats du calcul des coûts, il suffit d'appuyer sur le bouton **Calcul du ratio avantages-coûts**. Il est aussi possible d'utiliser le bouton **Quitter** pour mettre un terme à l'analyse avantages-coûts.

B.4.5 Résultats de l'analyse avantages-coûts du scénario agricole

La fenêtre de l'analyse avantages-coûts présente des résultats de l'analyse du scénario agricole (figure B.8). Dans l'encadré du haut de la fenêtre, les données et les résultats de l'estimation des avantages pour chacun des usages de l'eau choisis sont présentés. Si plusieurs usages de l'eau sont définis, il est possible de visualiser les avantages monétaires associés à chacun de ces usages en choisissant l'onglet respectif. Il est ainsi possible de voir les paramètres de chacun des usages définis (catégorie et type d'usage, valeur économique, population pratiquant l'usage, nombre de jours pour l'activité et avantages monétaires). Comme pour le calcul des coûts, les avantages monétaires sont présentés pour l'état de référence et le scénario défini. Cela permet ainsi l'estimation des avantages nets pour l'usage. Dans le coin supérieur droit, une carte localisant l'usage de l'eau choisi ainsi que le tronçon auquel l'usage est associé, est affichée. Les noms de l'analyse, de la simulation et du scénario associés sont aussi affichés sous cette carte du bassin versant.

Sous l'encadré, les résultats de l'estimation des avantages et du calcul des coûts pour tous les usages de l'analyse sont affichés. Il est possible d'actualiser ces valeurs monétaires en choisissant l'option d'actualisation dans l'encadré du bas de la fenêtre et en fournissant une année d'actualisation. Cela permet de comparer des valeurs d'avantages et de coûts pour une même année. L'année d'actualisation choisie devra être supérieure à celle utilisée lors de l'analyse avantages-coûts.

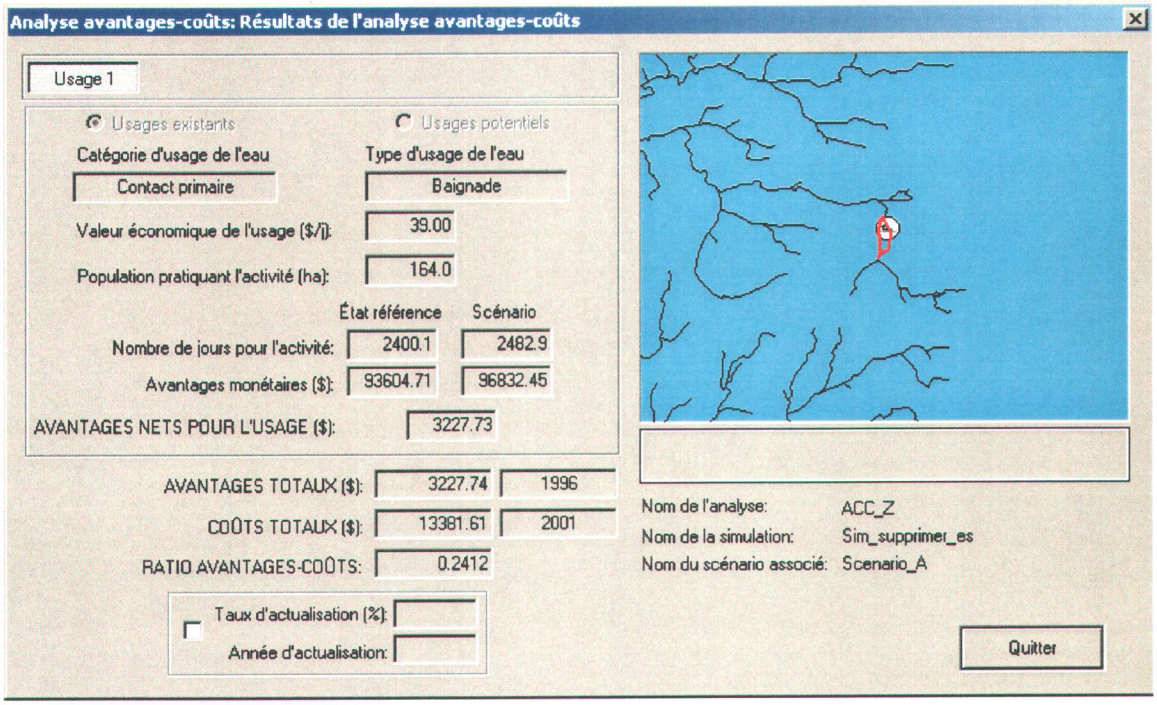

Figure B.8 Fenêtre des résultats de l'analyse avantages-coûts

C. RÈGLES DE GESTION DES FERTILISANTS

Tel que mentionné à la section 3.2.1, le système informatique GIBSI permet d'élaborer des scénarios d'usage de l'eau et de l'utilisation du territoire à l'aide de quatre modules de gestion : (i) ouvrages hydrauliques; (ii) aménagement du territoire; (iii) rejets ponctuels et, (iv) pollution diffuse d'origine agricole. Pour sa part, le module de gestion agricole permet trois grands types de modification pour l'élaboration de scénarios agricoles : (i) modification des systèmes de production animale - cheptel et mode d'épandage des fumiers et lisiers; (ii) modification des productions végétales et pratiques culturales et, (iii) modification des règles de gestion des fertilisants.

Cette annexe présente une description des neuf règles de gestion des fertilisants : (i) appliquer les engrais de ferme; (ii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en azote et traiter les surplus; (iii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en phosphore et traiter les surplus; (iv) satisfaire la demande en azote et phosphore avec des engrais minéraux tout en appliquant les engrais de ferme; (v) appliquer les engrais de ferme et combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux; (vi) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en azote avec des engrais minéraux; (vii) appliquer les engrais de ferme selon la demande en phosphore, combler le déficit en azote avec des engrais minéraux et traiter les surplus; (viii) appliquer les engrais de ferme et combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et, (ix) appliquer les engrais de ferme selon la demande en azote, combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux et traiter les surplus. L'ensemble des règles de gestion est tributaire des trois modes d'épandage suivants : (i) fumiers et lisiers; (ii) fumiers et, (iii) lisiers. Le tableau C.1 fournit la description des neuf règles de gestion tandis que le tableau C.2 décrit la disponibilité des règles de gestion en fonction des différents bilans agronomiques (azote et phosphore). Le tableau C.3 introduit les différentes variables utilisées pour la description des règles de gestion des fertilisants.

Tableau C.1 Description des règles de gestion des fertilisants et des types de bilan agronomique de l'azote et du phosphore associés

Règle	Description	Bilan	
		N	P
1	Appliquer engrais de ferme	+	+
		-	-
		+	-
		-	+
2	Appliquer engrais de ferme selon demande N et traiter surplus	+	+
		+	-
3	Appliquer engrais de ferme selon demande P et traiter surplus	+	+
		-	+
4	Satisfaire demandes N et P avec engrais minéraux et Appliquer engrais de ferme	+	+
		-	-
		+	-
		-	+
5	Appliquer engrais de ferme et combler déficits N et P avec engrais minéraux	-	-
6	Appliquer engrais de ferme et combler déficit N avec engrais Minéraux	-	+
		-	-
7	Appliquer engrais de ferme selon demande P, combler déficit N avec engrais minéraux et traiter surplus	-	+
8	Appliquer engrais de ferme et combler déficit P avec engrais Minéraux	-	-
		+	-
9	Appliquer engrais de ferme selon demande N, combler déficit P avec engrais minéraux et traiter surplus	+	-

Tableau C.2 Type de bilans agronomiques (azote et phosphore) et règles de gestion des fertilisants applicables

Bilan		Règles de gestion des fertilisants
N	P	
+	+	1, 2, 3, 4
-	-	1, 4, 5, 6 et 8
+	-	1, 2, 4, 8 et 9
-	+	1, 4, 6 et 7

Tableau C.3 Variables utilisées pour la description des règles de gestion des fertilisants

Variables	Description	Unités
Épandage_Engrais_Ferme	Volume d'engrais de ferme épandu	m^3
FumierAnnuel	Volume total annuel de fumiers disponible	m^3
LisierAnnuel	Volume total annuel de lisiers disponible	m^3
Traitement_Engrais_Ferme	Volume d'engrais de ferme traité	m^3
Vol_Fumiers	Volume de fumiers à épandre	m^3
Vol_Lisiers	Volume de lisiers à épandre	m^3
Surplus_Fumiers	Volume de fumiers en surplus	m^3
Surplus_Lisiers	Volume de lisiers en surplus	m^3
Épandage_Engrais_Minéraux	Quantité d'engrais minéraux utilisée	kg
Demande_N	Demande agronomique en azote minéral	kg/ha
Demande_P	Demande agronomique en phosphore minéral	kg/ha
Superficie	Superficie agricole de la zone à l'étude	ha
Déficit_N	Déficit en azote minéral à combler	kg/ha
Déficit_P	Déficit en phosphore minéral à combler	kg/ha

RÈGLE N° 1 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME

Cette règle de gestion consiste en l'application des engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi. Cette règle est disponible pour tous les bilans agronomiques (voir tableau C.1) Les quantités épandues d'azote et de phosphore sont ainsi plus importantes que celles des demandes agronomiques.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on épand tous les fumiers et lisiers. Ainsi, les masses d'azote et de phosphore épandues sont égales aux masses disponibles en engrais de ferme (fumiers et lisiers).

$$\text{Épandage_Engrais_Ferme} = \text{FumierAnnuel} + \text{LisierAnnuel} \quad \text{(C.1)}$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers disponibles sont épandus. Tous les lisiers produits sont traités.

$$\text{Épandage_Engrais_Ferme} = \text{FumierAnnuel} \quad \text{(C.2)}$$

$$Traitement_Engrais_Ferme = LisierAnnuel \quad (C.3)$$

iii. Épandage de lisiers

Pour ce type d'épandage, seuls les lisiers sont épandus. Les fumiers produits sont traités.

$$Épandage_Engrais_Ferme = LisierAnnuel \quad (C.4)$$
$$Traitement_Engrais_Ferme = FumierAnnuel \quad (C.5)$$

RÈGLE N° 2 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN AZOTE ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en azote avec les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et de traiter les surplus. Pour satisfaire cette règle de gestion, il faut considérer uniquement le bilan agronomique en azote et ce dernier doit être positif.

i. Épandage de fumiers et lisiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'hypothèse que l'on utilise en premier les fumiers pour satisfaire la demande en azote. Il existe deux possibilités : quantité suffisante et quantité insuffisante de fumiers.

1. Quantité suffisante de fumier

Lorsque la quantité de fumier est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en azote, le surplus de fumiers est traité. On utilise la demande en azote calculée dans le bilan azote afin d'estimer le volume de fumiers à épandre (voir section C.2.1). Le volume de fumiers en surplus est obtenu par la différence entre la variable FumierAnnuel et le volume de fumiers à épandre pour satisfaire la demande (équation C.7). Les surplus de fumiers sont traités ainsi que les lisiers produits.

$$Épandage_Engrais_Ferme = Vol_Fumiers \quad (C.6)$$
$$Surplus_Fumiers = FumierAnnuel - Vol_Fumiers \quad (C.7)$$
$$Traitement_Engrais_Ferme = Surplus_Fumiers + LisiersAnnuel \quad (C.8)$$

2. Quantité de fumier insuffisante

Étant donné que la quantité de fumiers nécessaire pour satisfaire la demande en azote est insuffisante, il faut combler la demande en azote avec des lisiers. Les surplus de lisiers sont traités.

$$\text{Épandage_Engrais_Ferme} = \text{FumierAnnuel} + \text{Vol_Lisiers} \quad \text{(C.9)}$$
$$\text{Surplus_Lisiers} = \text{LisierAnnuel} - \text{Vol_Lisiers} \quad \text{(C.10)}$$
$$\text{Traitement_Engrais_Ferme} = \text{Surplus_Lisiers} \quad \text{(C.11)}$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les lisiers produits sont traités.

1. Quantité suffisante de fumiers
Lorsque la quantité de fumiers est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en azote, le surplus est traité. Les équations C.6 à C.8 s'appliquent à cette règle de gestion.

2. Quantité de fumiers insuffisante: possibilité non disponible

iii. Épandage de lisiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les lisiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les fumiers sont traités.

1. Quantité suffisante de lisiers

Lorsque la quantité de lisiers est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en azote, le surplus est traité. Les fumiers produits sont aussi traités.

$$\text{Épandage_Engrais_Ferme} = \text{Vol_Lisiers} \quad \text{(C.12)}$$
$$\text{Traitement_Engrais_Ferme} = \text{Surplus_Lisiers} + \text{FumierAnnuel} \quad \text{(C.13)}$$

2. Quantité de fumiers insuffisante: possibilité non disponible

RÈGLE N° 3 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN PHOSPHORE ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en phosphore avec les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et traiter les surplus. Pour satisfaire cette règle de gestion, il faut considérer uniquement le bilan agronomique en phosphore et il faut que ce dernier soit positif (voir tableau C.1). Les équations utilisées sont les mêmes que celles pour la deuxième règle de gestion. La seule différence se situe au niveau du bilan agronomique utilisé pour déterminer les volumes de rejets à épandre. Dans ce cas-ci, l'épandage d'engrais de ferme est effectué pour satisfaire la demande

en phosphore, ainsi c'est la demande en phosphore qui est utilisée dans les équations C.6, C.9 et C.12.

RÈGLE N° 4 SATISFAIRE LES DEMANDES EN AZOTE ET PHOSPHORE AVEC ENGRAIS MINÉRAUX ET APPLIQUER ENGRAIS DE FERME

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à satisfaire les demandes en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux et à appliquer l'offre en engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi. Cette règle s'applique pour tous les bilans agronomiques de l'azote et du phosphore. Les quantités d'azote et de phosphore épandues sont ainsi plus grandes que la demande.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on effectue l'épandage de tous les fumiers et lisiers (équation C.1). Ainsi, les masses d'azote et de phosphore sont égales aux masses disponibles en engrais de ferme (fumiers et lisiers). Aucun traitement des rejets n'est effectué. Il faut aussi satisfaire les demandes en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux.

$$\text{Épandage_Engrais_Minéraux} = (\text{Demande_N} + \text{Demande_P}) * \text{Superficie} \qquad \text{(C.14)}$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers disponibles sont épandus et tous les lisiers sont traités (équations C.2 et C.3). L'utilisation des engrais minéraux est décrite par l'équation C.14.

iii. Épandage de lisiers

Pour ce type d'épandage, seuls les lisiers sont tous épandus et les fumiers sont traités (voir équations C.4 et C.5). L'équation C.14 décrit l'utilisation des engrais minéraux pour satisfaire la règle de gestion.

RÈGLE N° 5 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LES DÉFICITS EN AZOTE ET PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à appliquer les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux. On utilise les valeurs du bilan agronomique en azote et phosphore du mode d'épandage choisi pour déterminer la quantité d'engrais commerciaux à utiliser pour combler le déficit. Les quantités d'azote et de phosphore épandues correspondent à celles des demandes agronomiques. Cette règle de gestion ne s'applique que dans le cas où les deux bilans agronomiques (azote et phosphore) sont négatifs.

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on effectue l'épandage de tous les fumiers et lisiers (équation C.1). Il faut aussi combler les déficits en azote et phosphore à l'aide d'engrais minéraux (équation C.15).

$$\text{Épandage_Engrais_Minéraux} = (\text{Déficit_N} + \text{Déficit_P}) * \text{Superficie} \qquad \text{(C.15)}$$

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers disponibles sont épandus et tous les lisiers produits sont traités (équations C.2 et C.3). L'utilisation des engrais minéraux pour combler les déficits en azote et phosphore est décrite par l'équation C.15.

iii. Épandage de lisiers

Pour ce type d'épandage, seuls les lisiers sont épandus et tous les fumiers sont traités (voir équations C.4 et C.5). L'équation C.15 décrit l'utilisation des engrais minéraux pour satisfaire la règle de gestion.

RÈGLE N° 6 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LE DÉFICIT EN AZOTE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion consiste à appliquer les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et combler le déficit en azote. Cette règle s'applique uniquement lorsque le bilan en azote est négatif. Les équations décrivant cette règle sont les mêmes que pour la cinquième règle de gestion, à l'exception que seul le déficit en

azote est comblé à l'aide d'engrais minéraux. Ainsi, l'équation C.16 est utilisée pour décrire l'épandage des engrais minéraux.

$$\text{Épandage_Engrais_Minéraux} = \text{Déficit_N} * \text{Superficie} \qquad \text{(C.16)}$$

RÈGLE N° 7 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN PHOSPHORE ET COMBLER LE DÉFICIT EN AZOTE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion consiste à satisfaire la demande en phosphore à l'aide des engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi, combler le déficit en azote et à traiter les surplus d'engrais de ferme. C'est en fait une combinaison des règles numéros 3 et 6 sans toutefois appliquer l'offre (engrais de ferme).

i. Épandage de fumiers et de lisiers

Pour ce mode d'épandage, on fait l'hypothèse que l'on utilise en premier les fumiers pour satisfaire la demande. Il existe deux possibilités : quantité suffisante de fumiers pour satisfaire la demande et quantité de fumiers insuffisante. Le déficit en azote est comblé à l'aide d'engrais minéraux.

1. Quantité suffisante de fumiers

Lorsque la quantité de fumiers est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en phosphore, le surplus est traité. Les équations C.6 et C.7 décrivent l'application de cette règle. Le déficit en azote est comblé à l'aide d'engrais minéraux (équation C.16)

2. Quantité de fumiers insuffisante

Étant donné que la quantité de fumier nécessaire pour satisfaire la demande en azote est insuffisante, il faut combler la demande en azote avec des lisiers. Les surplus sont traités (équations C.9 et C.11). Les engrais minéraux sont utilisés pour combler le déficit en azote (équation C.16).

ii. Épandage de fumiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les fumiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les lisiers produits sont traités. Le déficit en azote est comblé à l'aide d'engrais minéraux.

1. Quantité suffisante de fumiers

Lorsque la quantité de fumiers est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en azote, le surplus est traité. Les équations C.6 et C.8 s'appliquent à cette règle de gestion. L'équation C.16 décrit l'utilisation des engrais minéraux pour combler le déficit en azote.

2. Quantité de fumiers insuffisante: possibilité non disponible

iii. Épandage de lisiers

Pour ce mode d'épandage, seuls les lisiers sont utilisés pour satisfaire la demande. Les fumiers produits sont traités. Le déficit en azote est comblé à l'aide d'engrais minéraux.

1. Quantité de lisiers en surplus

Lorsque la quantité de lisiers est plus importante que celle nécessaire pour satisfaire la demande en azote, le surplus est traité. Les équations C.12 et C.13 s'appliquent à cette règle de gestion. L'équation C.16 décrit l'utilisation des engrais minéraux pour combler le déficit en azote.

2. Quantité de lisiers insuffisante (déficit) : règle de gestion non disponible

RÈGLE N° 8 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME ET COMBLER LE DÉFICIT EN PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à appliquer les engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi et combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux. Les équations utilisées sont les mêmes que pour celles de la cinquième règle de gestion, à l'exception que seul le déficit en phosphore est comblé à l'aide d'engrais minéraux. Ainsi, l'équation C.17 est utilisée pour décrire l'épandage des engrais minéraux.

$$\text{Épandage_Engrais_Minéraux} = \text{Déficit_P} * \text{Superficie} \qquad \text{(C.17)}$$

RÈGLE N° 9 APPLIQUER ENGRAIS DE FERME SELON LA DEMANDE EN AZOTE, COMBLER LE DÉFICIT EN PHOSPHORE AVEC DES ENGRAIS MINÉRAUX ET TRAITER LES SURPLUS

Cette règle de gestion des fertilisants consiste à satisfaire la demande en azote avec l'utilisation des engrais de ferme selon le mode d'épandage choisi, combler le déficit en phosphore avec des engrais minéraux. Les équations utilisées sont les mêmes que pour celles de la septième règle de gestion. Les différences se situent au niveau des bilans agronomiques utilisés : (i) pour déterminer le volume de rejets à épandre pour satisfaire la demande en azote (bilan en azote) et (ii) celui du phosphore pour combler le déficit à l'aide d'engrais minéraux.

D. RÉSULTATS DE SIMULATION

Cette annexe présente les données et les résultats des simulations effectuées pour la réalisation de l'exemple d'application (chapitre 4). La première section fournit les données et les analyses effectuées pour le choix des chroniques météorologiques pour les simulations de la qualité de l'eau. Les résultats des simulations de la qualité de l'eau sont ensuite présentés.

D.1 CHRONIQUES MÉTÉOROLOGIQUES

Les données disponibles de précipitations couvrent la période 1965-2001. Elles proviennent des mesures effectuées sur près de 40 stations météorologiques comprises à l'intérieur du bassin versant de la rivière Chaudière ou à proximités. Les moyennes sont annuelles (1er janvier au 31 décembre). Seules les stations avec des données sur 12 mois ont été considérées pour l'estimation des précipitations annuelles sur le bassin versant. La figure D.1 présente l'évolution des précipitations annuelles moyennes calculées pour la période à l'étude, ce pour l'ensemble du bassin versant.

Pour classer les données en fonction des quantités de précipitation observée, une probabilité de dépassement a été calculée. Ainsi les années dont les probabilités de dépassement sont plus petites que 30% sont considérées comme étant des années mouillées tandis que celles dont la probabilité dépasse 70% sont jugées comme étant des années sèches. Les autres années sont reconnues comme étant normales. Le tableau D.1 présente les résultats obtenus pour l'ensemble de la période à l'étude. La moyenne des précipitations pour la période 1965-2001 est de 1 113 mm. La valeur maximale des précipitations annuelles est de 1 408 mm (1976) et la minimale de 896 mm (1968).

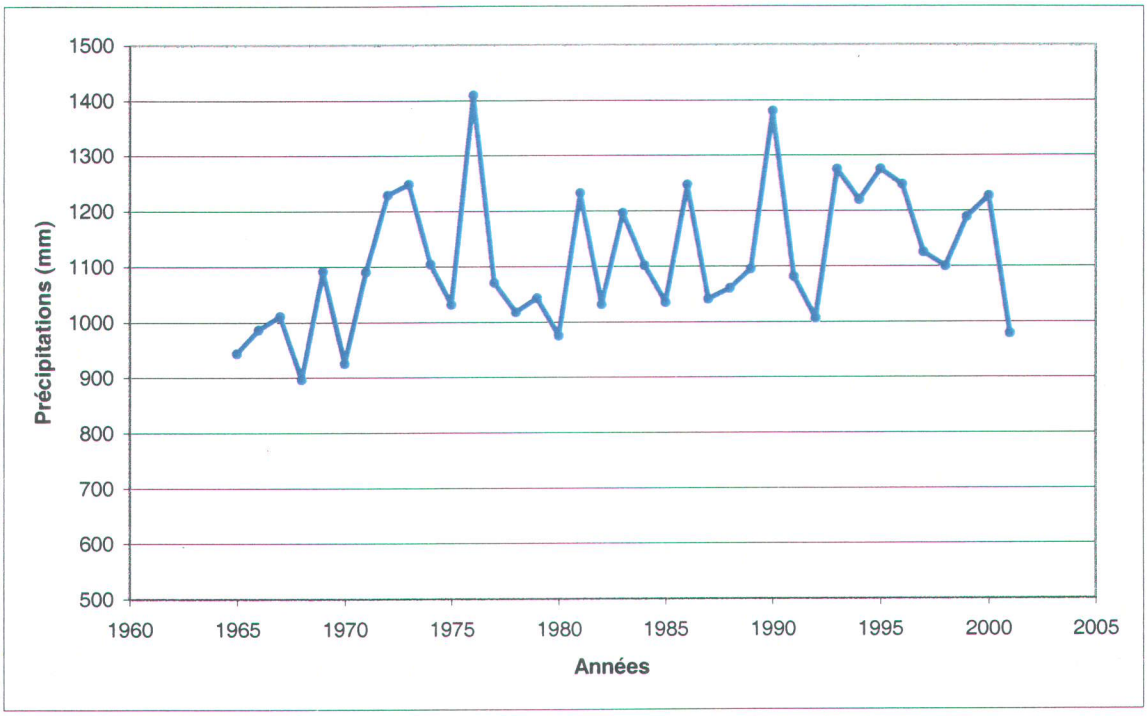

Figure D.1 Évolution des moyennes de précipitations annuelles de chaque station sur le bassin de la rivière Chaudière (1965 à 2001)

Tableau D.1 Moyennes annuelles de précipitation des stations pour le bassin de la rivière Chaudière et classement des années

Années	Moyennes annuelles (mm)	Probabilité de dépassement	Catégorie
1965	943,20	0,92	Sèche
1966	985,77	0,84	Sèche
1967	1009,24	0,78	Sèche
1968	896,11	0,97	Sèche
1969	1090,37	0,49	Normale
1970	924,32	0,95	Sèche
1971	1089,68	0,51	Normale
1972	1227,71	0,22	Mouillée
1973	1247,40	0,11	Mouillée
1974	1103,24	0,38	Normale
1975	1030,04	0,73	Sèche
1976	1407,74	0,00	Mouillée
1977	1069,62	0,57	Normale
1978	1016,35	0,76	Sèche
1979	1041,92	0,62	Normale
1980	973,67	0,89	Sèche
1981	1231,13	0,19	Mouillée
1982	1030,92	0,70	Sèche
1983	1195,15	0,30	Mouillée
1984	1100,99	0,41	Normale
1985	1033,48	0,68	Normale
1986	1246,60	0,16	Mouillée
1987	1039,49	0,65	Normale
1988	1059,88	0,59	Normale
1989	1094,05	0,46	Normale
1990	1379,03	0,03	Mouillée
1991	1080,00	0,54	Normale
1992	1005,18	0,81	Sèche
1993	1273,51	0,08	Mouillée
1994	1219,12	0,27	Mouillée
1995	1273,88	0,05	Mouillée
1996	1246,82	0,14	Mouillée
1997	1124,56	0,35	Normale
1998	1099,15	0,43	Normale
1999	1187,78	0,32	Normale
2000	1225,55	0,24	Mouillée
2001	977,34	0,86	Sèche

D.2 SIMULATIONS DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Cette section présente dans un premier temps les données et les résultats d'une analyse sur la validité des résultats des simulations effectuées à l'aide de GIBSI. Ensuite, les résultats des simulations pour les deux types d'unités de gestion ayant servi à déterminer l'échelle de gestion optimale pour la définition de scénario de gestion agricole, sont présentés.

D.2.1 Validité des résultats de simulations

Cette section présente les résultats d'une analyse concernant la validité des résultats de simulations. Les données mesurées et simulées de l'année 1994 ont été utilisées pour faire cette analyse. Les données de qualité de l'eau provenaient de six stations de qualité de l'eau (95 données) localisées sur le bassin versant de la rivière Chaudière. Deux de ces stations étaient localisées dans le sous-bassin Beaurivage. La figure D.2 présente la comparaison des débits simulés aux débits mesurés pour le tronçon 1644 situé à proximité de la station de mesure hydrologique localisée près de l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage. La figure D.3 illustre la corrélation entre les données mesurées et simulées pour ce même tronçon.

La figure D.4 présente la distribution des écarts absolus entre les valeurs simulées et observées de phosphore total. Pour sa part, la figure D.5 illustre la distribution des écarts absolus entre ces deux types de données en fonction de la proximité des rejets sur le bassin.

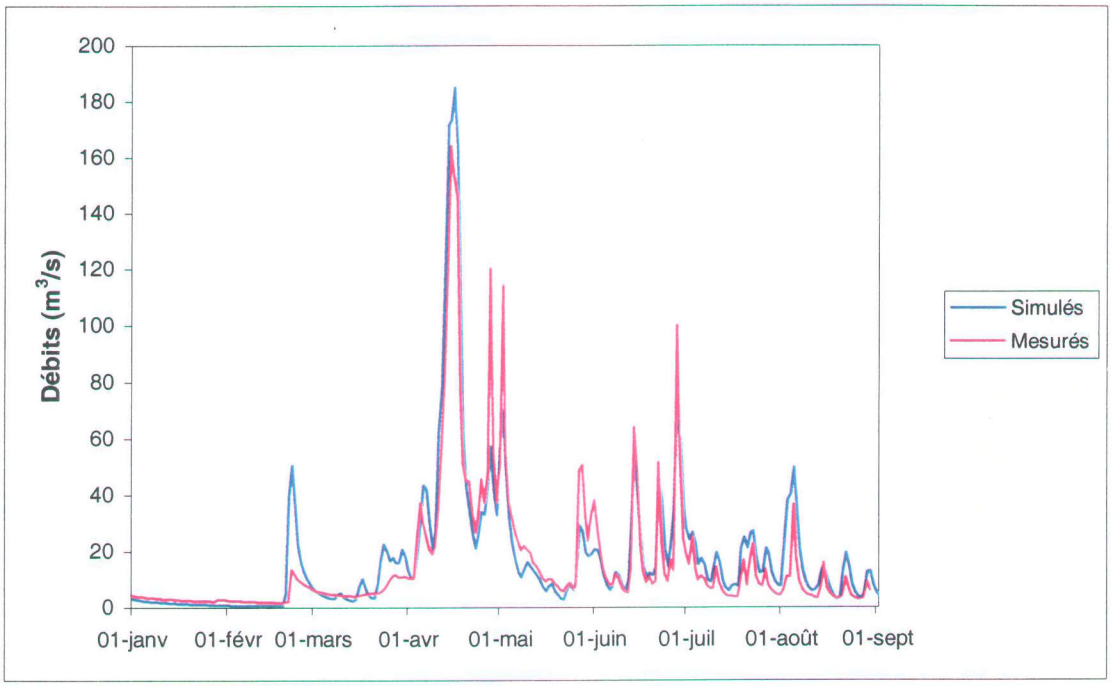

Figure D.2 **Débits mesurés et simulés au tronçon 1644 situé à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994**

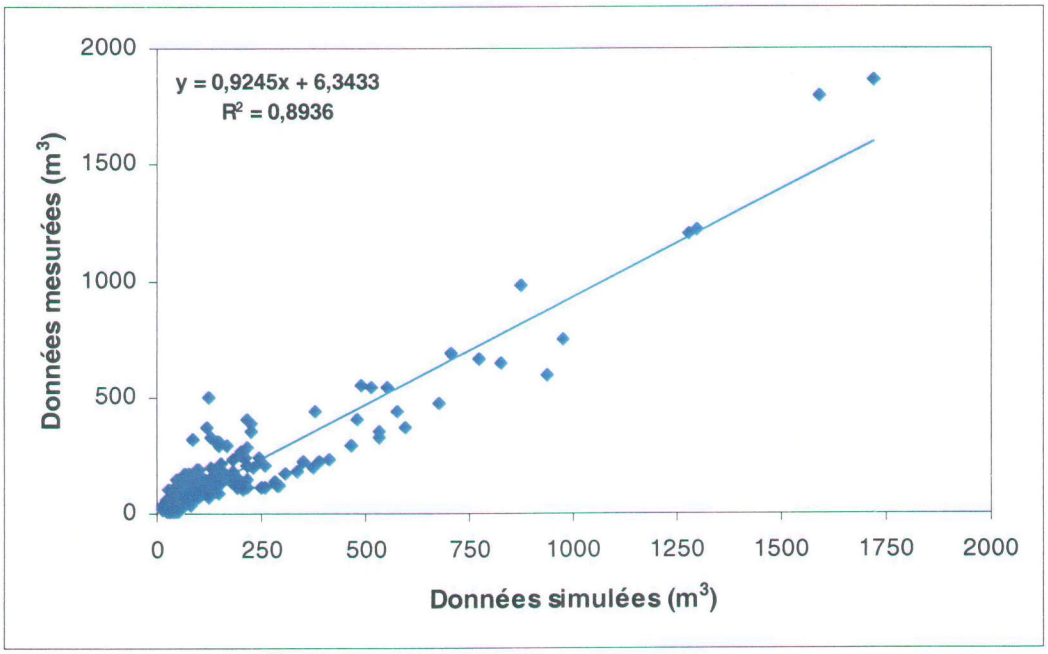

Figure D.3 **Relation entre débits mesurées et simulées au tronçon 1644 situé à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994**

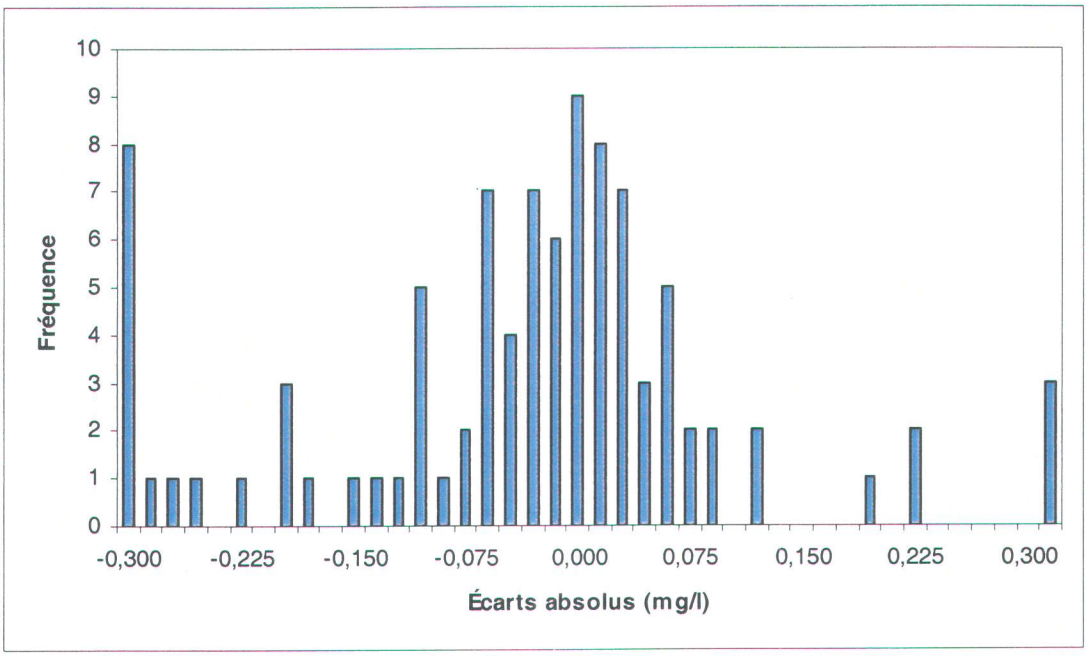

Figure D.4 **Fréquence des écarts absolus entre les données mesurées et simulées pour le phosphore total pour l'année 1994 à l'exutoire du bassin de la rivière Beaurivage**

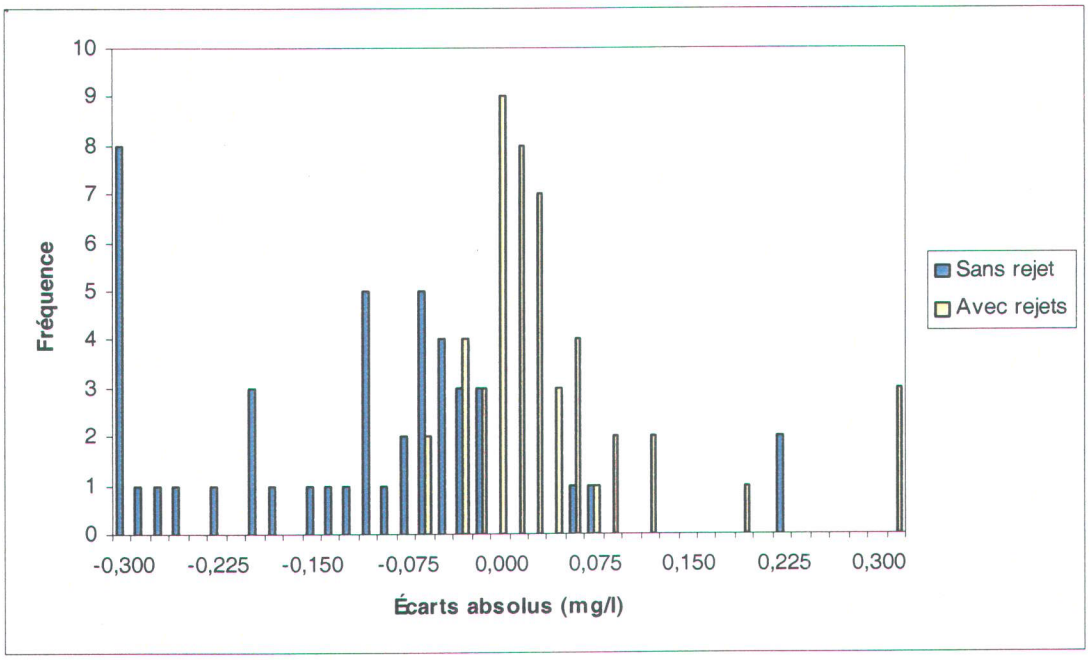

Figure D.5 **Fréquence des écarts absolus entre les données mesurées et simulées pour le phosphore total pour l'année 1994 sans ou avec l'influence des rejets ponctuels sur le bassin de la rivière Beaurivage pour l'année 1994**

D.2.2 Municipalités

La figure D.6 illustre les courbes de probabilités de dépassement obtenues pour l'unité de gestion Mun_3 suite à l'application du REA (tronçon 1681). Le tableau D.2 présente les résultats des probabilités de dépassement pour les quatre tronçons sélectionnés, pour chacune des dix années de simulations. Il faut rappeler que les résultats pour chacune des années proviennent d'une simulation effectuée pour cette année.

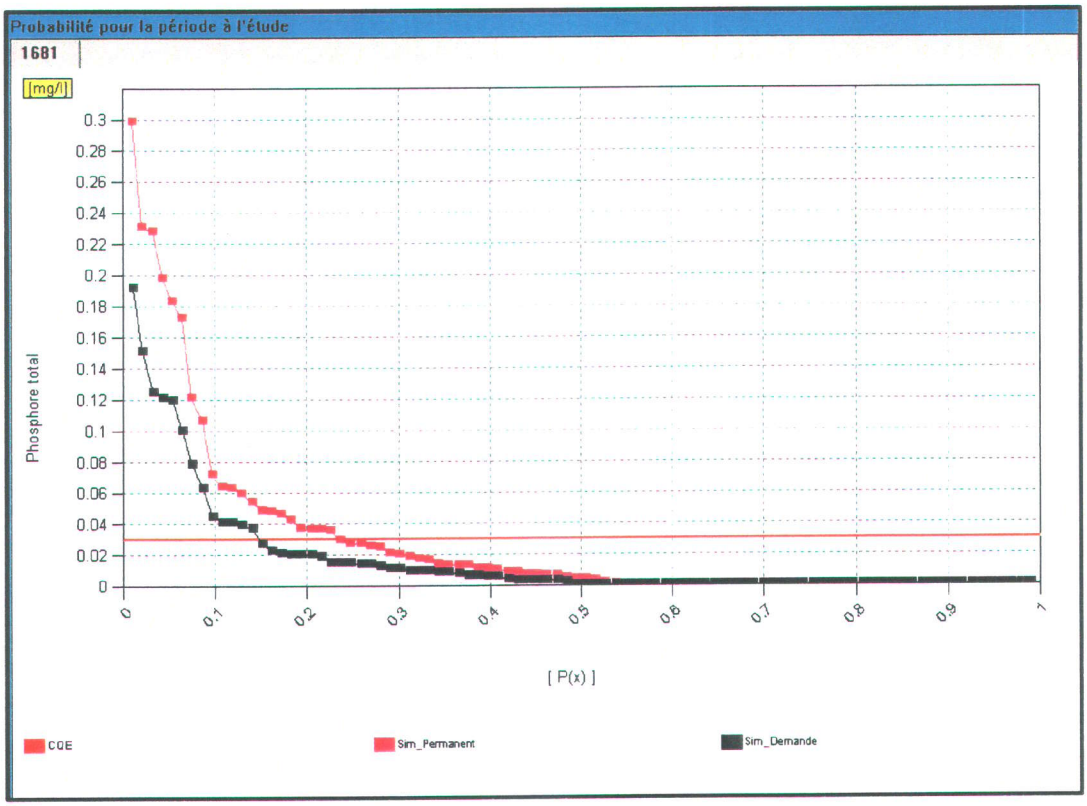

Figure D.6 Courbes de probabilités de dépassement pour le tronçon 1681

Tableau D.2 Probabilités de dépassement pour les tronçons définis pour chacun des scénarios de gestion et l'ensemble des années de simulation pour les échelles de gestion de type municipalités

Échelles	Années de simulation										Moy.
	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	
Tronçon 1714											
État de référence	0,23	0,30	0,32	0,51	0,45	0,39	0,20	0,41	0,28	0,46	0,36
Mun_3	0,23	0,26	0,31	0,47	0,42	0,36	0,20	0,36	0,25	0,45	0,33
Mun_4	0,22	0,26	0,31	0,46	0,42	0,36	0,20	0,33	0,26	0,45	0,33
Mun_5	0,20	0,26	0,30	0,47	0,42	0,33	0,18	0,33	0,25	0,44	0,32
Tronçon 1681											
État de référence	0,26	0,30	0,27	0,28	0,29	0,29	0,29	0,24	0,24	0,31	0,28
Mun_3	0,12	0,14	0,18	0,22	0,16	0,16	0,12	0,15	0,70	0,18	0,15
Mun_4	0,12	0,14	0,19	0,22	0,16	0,16	0,12	0,15	0,07	0,18	0,15
Mun_5	0,12	0,14	0,18	0,22	0,16	0,15	0,12	0,15	0,07	0,18	0,15
Tronçon 1672											
État de référence	0,19	0,28	0,20	0,41	0,38	0,35	0,22	0,30	0,23	0,41	0,30
Mun_3	0,13	0,20	0,23	0,30	0,29	0,26	0,12	0,24	0,16	0,38	0,23
Mun_4	0,13	0,20	0,23	0,31	0,28	0,26	0,12	0,23	0,16	0,38	0,23
Mun_5	0,13	0,22	0,22	0,32	0,27	0,26	0,12	0,22	0,16	0,37	0,23
Tronçon 1662											
État de référence	0,18	0,23	0,27	0,38	0,33	0,27	0,20	0,27	0,23	0,38	0,27
Mun_3 [1]	0,11	0,19	0,19	0,29	0,25	0,22	0,10	0,20	0,14	0,33	0,20
Mun_4 [2]	0,11	0,19	0,19	0,29	0,25	0,22	0,10	0,20	0,14	0,33	0,20
Mun_5 [3]	0,11	0,20	0,19	0,30	0,25	0,20	0,10	0,18	0,14	0,31	0,20

[1] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage et Saint-Patrice-de-Beaurivage

[2] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage et Saint-Gilles

[3] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage, Saint-Gilles et Saint-Sylvestre

D.2.3 Sous-bassin et groupe d'USS

Le tableau D.3 présente les probabilités de dépassement pour les tronçons choisis pour chacune des échelles de gestion définies précédemment. Les échelles de gestion sont identifiées à l'aide du numéro de tronçon ayant servi à définir le groupe d'*USS*. L'échelle de gestion nommée USS_Total regroupe les échelles USS_1681 et USS_1714.

Tableau D.3 Probabilités de dépassement pour les tronçons déterminés pour chacun des scénarios de gestion et l'ensemble des années de simulation pour les échelles de gestion de type USS

Échelles	Années de simulation										Moy.
	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	
Tronçon 1714											
État de référence	0,23	0,30	0,32	0,51	0,45	0,39	0,20	0,41	0,28	0,46	0,36
USS_1672	0,18	0,26	0,29	0,46	0,41	0,33	0,18	0,33	0,25	0,44	0,31
USS_1681	0,23	0,30	0,31	0,49	0,42	0,38	0,20	0,37	0,26	0,45	0,34
USS_1714	0,20	0,26	0,30	0,46	0,41	0,33	0,19	0,33	0,25	0,44	0,32
USS_Total	0,20	0,26	0,30	0,46	0,41	0,33	0,19	0,33	0,25	0,44	0,32
Tronçon 1681											
État de référence	0,26	0,30	0,27	0,28	0,29	0,29	0,29	0,24	0,24	0,31	0,28
USS_1672	0,12	0,15	0,18	0,21	0,16	0,14	0,12	0,15	0,07	0,18	0,15
USS_1681	0,12	0,14	0,18	0,20	0,16	0,14	0,12	0,15	0,07	0,30	0,16
USS_1714	0,26	0,31	0,29	0,31	0,29	0,28	0,30	0,26	0,27	0,27	0,28
USS_Total	0,12	0,14	0,18	0,20	0,16	0,14	0,12	0,15	0,07	0,18	0,15
Tronçon 1672											
État de référence	0,19	0,28	0,28	0,41	0,38	0,35	0,22	0,30	0,23	0,41	0,31
USS_1672	0,12	0,20	0,22	0,28	0,28	0,25	0,12	0,22	0,16	0,35	0,22
USS_1681	0,13	0,21	0,26	0,33	0,30	0,26	0,12	0,25	0,17	0,41	0,24
USS_1714	0,20	0,28	0,27	0,37	0,34	0,31	0,22	0,26	0,24	0,40	0,29
USS_Total	0,12	0,22	0,22	0,28	0,28	0,25	0,12	0,22	0,16	0,37	0,22
Tronçon 1662											
État de référence	0,18	0,23	0,27	0,38	0,33	0,27	0,20	0,27	0,23	0,38	0,27
USS_1672	0,11	0,19	0,19	0,26	0,25	0,19	0,10	0,18	0,14	0,30	0,19
USS_1681	0,13	0,19	0,22	0,29	0,26	0,23	0,11	0,22	0,14	0,39	0,19
USS_1714	0,19	0,23	0,25	0,31	0,31	0,26	0,19	0,24	0,23	0,34	0,25
USS_Total	0,11	0,19	0,19	0,26	0,24	0,20	0,11	0,18	0,14	0,31	0,19

D.3 ESTIMATION DES AVANTAGES MONÉTAIRES

Les tableaux D.4 et D.5 présentent les résultats de l'estimation des avantages de la récupération des usages de l'eau suite à l'application des scénarios de gestion pour l'ensemble des années.

Tableau D.4 Avantages monétaires associés à la récupération des usages de l'eau pour le tronçon 1662 et les divers scénarios de gestion

Tronçon	Échelle	Scénario	Usages	Nbre jours	$
1662	Sous-bassin [1]	Référence	Baignade	172 234	6 717 135
			Pêche	121 635	8 827 015
	Mun_3 [2]	*REA*	Baignade	189 315	7 383 297
			Pêche	133 697	9 702 422
	Mun_4 [3]	*REA*	Baignade	190 264	7 420 306
			Pêche	134 468	9 702 422
	Mun_5 [4]	*REA*	Baignade	190 264	7 420 306
			Pêche	134 368	9 751 056
	USS_1714	*REA*	Baignade	177 216	6 911 432
			Pêche	125.153	9 082 342
	USS_1681	*REA*	Baignade	185 519	7 244 513
			Pêche	131 184	9 520 046
	USS_Total	*REA*	Baignade	191 450	7 466 567
			Pêche	135 205	9 811 848
	USS_1672	*REA*	Baignade	191 925	7 485 072
			Pêche	135 540	9 836 165

[1] Bassin de la rivière Beaurivage

[2] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage et Saint-Patrice-de-Beaurivage

[3] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage et Saint-Gilles

[4] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage, Saint-Gilles et Saint-Sylvestre

Tableau D.5 Avantages monétaires associés à la récupération des usages de l'eau pour le tronçon 1681 et les divers scénarios de gestion

Tronçon	Échelle	Scénario	Usages	Nbre jours	$
1681	Sous-bassin [1]	Référence	Camping	136 382	5 318 878
			Canot	94 587	3 688 899
			Parc	266 164	10 380 391
	Mun_3 [2]	*REA*	Camping	160 338	6 253 176
			Canot	111 202	4 336 880
			Parc	312 917	12 203 779
	Mun_4 [3]	*REA*	Camping	160 149	6 245 820
			Canot	111 071	4 331 778
			Parc	312 549	12 189 422
	Mun_5 [4]	*REA*	Camping	160 526	6 260 533
			Canot	111 333	4 341 983
			Parc	313 286	12 218 137
	USS_1714	*REA*	Camping	136 381	5 318 878
			Canot	94 587	3 688 899
			Parc	266 164	10 380 391
	USS_1681	*REA*	Camping	158 829	6 194 323
			Canot	110 156	4 296 063
			Parc	309 972	12 088 920
	USS_Total	*REA*	Camping	161 092	6 282 603
			Canot	111 725	4 357 289
			Parc	314 390	12 261 209
	USS_1672	*REA*	Camping	160 715	6 267 890
			Canot	111 464	4 347 085
			Parc	313 654	12 232 494

[1] Bassin de la rivière Beaurivage

[2] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage et Saint-Patrice-de-Beaurivage

[3] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage et Saint-Gilles

[4] Saint-Bernard, Saint-Narcisse-de-Beaurivage, Saint-Patrice-de-Beaurivage, Saint-Gilles et Saint-Sylvestre

D.4 ESTIMATION DES COÛTS ASSOCIÉS DES SCÉNARIOS DE GESTION

Les tableaux D.6 et D.7 présentent les résultats du calcul des coûts des scénarios de gestion pour les différentes unités de gestion définies.

Tableau D.6 Coûts associés aux différents scénarios de gestion pour les échelles de gestion de type municipalité

Échelle	Scénario	Pratiques agricoles	Coûts ($)	Coûts nets ($)
Mun_3	Permanent	Épandage	3 451 574 $	**13 358 457 $**
		Production animale	32 137 296 $	
		Production végétale	2 755 530 $	
		Pratiques culturales	1 348 530 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	878 675 $	
		Production animale	32 137 296 $	
		Production végétale	2 755 530 $	
		Pratiques culturales	1 348 530 $	
		Gestion des fertilisants	15 931 356 $	
Mun_4	Permanent	Épandage	3 612 583 $	**13 612 972 $**
		Production animale	33 747 696 $	
		Production végétale	3 228 097 $	
		Gestion des fertilisants	1 580 527 $	
		Pratiques culturales	0 $	
	REA	Épandage	1 038 898 $	
		Production animale	33 747 696 $	
		Production végétale	3 228 097 $	
		Pratiques culturales	1 580 527 $	
		Gestion des fertilisants	16 186 658 $	
Mun_5	Permanent	Épandage	4 024 642 $	**14 453 788 $**
		Production animale	37 821 600 $	
		Production végétale	3 908 619 $	
		Pratiques culturales	1 945 762 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	1 322 598 $	
		Production animale	37 821 600 $	
		Production végétale	3 908 619 $	
		Pratiques culturales	1 945 762 $	
		Gestion des fertilisants	17 155 832 $	

Tableau D.7 Coûts associés aux différents scénarios de gestion pour les échelles de gestion de type *USS*

Échelle	Scénario	Pratiques agricoles	Coûts ($)	Coûts nets ($)
USS_1714	Permanent	Épandage	984 807 $	**2 875 795 $**
		Production animale	9 489 136 $	
		Production végétale	1 224 224 $	
		Pratiques culturales	613 130 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	447 195 $	
		Production animale	9 489 136 $	
		Production végétale	1 224 224 $	
		Pratiques culturales	613 130 $	
		Gestion des fertilisants	3 413 407 $	
USS_1681	Permanent	Épandage	1 584 735 $	**6 017 262 $**
		Production animale	14 826 032 $	
		Production végétale	1 254 285 $	
		Pratiques culturales	635 024 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	459 847 $	
		Production animale	14 826 032 $	
		Production végétale	1 254 285 $	
		Pratiques culturales	635 024 $	
		Gestion des fertilisants	7 142 150 $	
USS_Total	Permanent	Épandage	2 569 542 $	**8 893 335 $**
		Production animale	24 315 104 $	
		Production végétale	2 446 419 $	
		Pratiques culturales	1 238 581 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	906 990 $	
		Production animale	24 315 104 $	
		Production végétale	2 446 419 $	
		Pratiques culturales	1 238 581 $	
		Gestion des fertilisants	10 555 887 $	
USS_1672	Permanent	Épandage	2 890 011 $	**9 282 867 $**
		Production animale	27 537 664 $	
		Production végétale	3 357 843 $	
		Pratiques culturales	1 656 598 $	
		Gestion des fertilisants	0 $	
	REA	Épandage	1 154 638 $	
		Production animale	27 537 664 $	
		Production végétale	3 357 843 $	
		Pratiques culturales	1 656 598 $	
		Gestion des fertilisants	11 018 240 $	