

Université du Québec
INRS-Eau

**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**

par
Michel Martin
Maîtrise en gestion des ressources maritimes (M.Sc.)

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

Jury d'évaluation

| | |
|--|---|
| Président du jury et examinateur externe | M. Filip Palda École nationale d'administration publique |
| Examineur externe | M. Jean-Thomas Bernard Université Laval |
| Examineur externe | M. Barry C. Field University of Massachusetts (Amherst), USA |
| Co-directeur de recherche | M. Olivier Banton Institut national de la recherche scientifique (Eau) |
| Directeur de recherche | M. Richard Marceau Professeur invité à l'INRS-Eau |

Thèse soutenue le 14 avril 1999

© droits réservés de Michel Martin, 1999

*Nous mettons 30 rayons ensemble et nous les appelons une roue ;
Mais c'est dans l'espace où il n'y a rien que dépend l'utilité de la roue.
Nous transformons l'argile en vase ;
Mais c'est dans l'espace où il n'y a rien que dépend l'utilité du vase.
Nous perçons des fenêtres et des portes pour faire une maison ;
Et c'est dans ces espaces où il n'y a rien que dépend l'utilité de la maison.
Par conséquent, tout comme nous bénéficions de ce qui est,
nous devrions reconnaître l'utilité de ce qui n'est pas.*

Lao-Tseu

AVANT- PROPOS

Cette recherche a été initiée dans le but de participer aux travaux sur l'évaluation des biens non marchands. Il y a à peine quelques années, peu de choses avaient été réalisées en regard de l'application des méthodes d'évaluation de ces biens, notamment en ce qui concerne la méthode d'évaluation contingente. Cela était particulièrement vrai pour le Québec où une seule application avait été réalisée [St-Pierre 1993] et on pouvait n'en compter qu'une centaine aux États-Unis.

Depuis, la méthode d'évaluation contingente s'est développée de façon fulgurante en raison des problèmes environnementaux grandissants et particulièrement suite aux recherches entreprises pour estimer monétairement les dommages environnementaux créés par l'échouement du pétrolier Exxon Valdez. Durant ce temps, au Québec, une seule autre application de cette méthode a été complétée [Michaud 1995]. C'est donc dans ce contexte qu'a été réalisée cette recherche qui a permis, entre autres choses, de mettre en lumière les caractéristiques propres à une région du Québec aux prises avec des problèmes d'utilisation de la ressource commune qu'est l'eau souterraine.

La réalisation de cette thèse n'aurait pu se faire sans le support de nombreuses personnes. Je tiens donc à remercier mon directeur de recherche, M. Richard Marceau, pour la pertinence de ses interventions et pour l'esprit de synthèse qu'il a su manifester tout au long de ces années. Je veux aussi exprimer mes remerciements à mon co-directeur de recherche, M. Olivier Banton, qui a su mettre en place les ressources nécessaires à la poursuite de mes études doctorales et qui m'a également fait profiter de sa grande expertise du domaine des eaux souterraines. De façon plus particulière, je remercie M. Banton pour son soutien logistique et pour sa généreuse contribution au financement de cette recherche.

Mes remerciements vont également à messieurs Filip Palda, Barry C. Field et Jean-Thomas Bernard qui ont accepté d'évaluer et de commenter cette thèse à titre d'examineurs externes du jury d'évaluation. Merci aussi à messieurs Gilles Valiquette et Michel Marcoux de même qu'à madame Nadia Paradis du Collège Mérici, pour leur précieuse collaboration à l'enquête économique.

Je tiens aussi à remercier ma conjointe, Suzanne ainsi que mes enfants, Jean-François et Josée, pour leurs encouragements. Enfin, je remercie l'INRS-Eau pour m'avoir permis de réaliser ce projet et je tiens à remercier particulièrement Jean-Daniel, Chantal et Jocelyne, du Centre de documentation de l'INRS-Eau, pour leur professionnalisme et leur très grande disponibilité.

RÉSUMÉ

Bien que les prélèvements d'eau souterraine effectués par l'ensemble des utilisateurs québécois demeurent faibles, on constate que l'aquifère est une ressource convoitée et qu'elle doit être protégée avant d'être affectée. La situation des eaux souterraines au Québec et particulièrement au nord de Montréal est apparentée à la situation des ressources collectives en accès libre laquelle est caractérisée par une mauvaise définition des droits d'usage ainsi que par son prix presque nul. La théorie économique appuyée par de nombreux exemples nous enseigne qu'une ressource collective utilisée dans de telles conditions sera affectée négativement à plus ou moins long terme. Au nord de Montréal, les prélèvements d'eau souterraine sont peu contrôlés et le faible paiement forfaitaire parfois exigé pour avoir accès à cette eau de première qualité n'incite aucunement les utilisateurs à protéger cette ressource. Dans ce type d'arrangements institutionnels, les problèmes de rareté, de congestion ou de pollution sont fréquents. Il existe toutefois des instruments d'intervention qui permettent une plus grande responsabilisation des utilisateurs. La tarification selon la consommation (principe de l'utilisateur payeur) et la compensation pour les dommages causés (principe du pollueur payeur) sont quelques-uns de ces instruments. En outre, la détermination du prix véritable d'un actif environnemental tel que l'eau souterraine est, dans la plupart des cas, une composante essentielle à l'application de ces instruments d'intervention.

Nous avons donc formulé l'hypothèse qu'en s'appuyant sur une meilleure définition des droits d'usage, la connaissance et l'ampleur de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal justifieraient la mise en œuvre d'arrangements institutionnels visant une exploitation durable de la ressource.

Pour tester cette hypothèse, notre étude s'appuie sur la méthode d'évaluation contingente (MÉC) ainsi que sur la méthode des coûts évités (PR) qui estiment respectivement les préférences exprimées et révélées ainsi que les bénéfices qui y sont associés. L'application de deux méthodes d'évaluation des actifs environnementaux permet notamment de comparer entre eux les résultats de ces méthodes. De façon plus

particulière, la connaissance des bénéfices reliés à chacune des deux méthodes utilisées permet de dégager les valeurs d'usage passif. Ces dernières apprécient l'importance que les gens accordent à la préservation de la ressource. Puisque la MÉC mesure les valeurs d'usage direct et les valeurs d'usage passif et que la méthode des coûts évités ne mesure quant à elle que les valeurs d'usage direct, il est ainsi possible d'isoler les valeurs d'usage passif, aussi appelées valeurs de préservation.

L'analyse des résultats de la MÉC montre que le modèle bivarié permet une estimation suffisamment précise du consentement à payer (CAP) moyen tout en permettant l'utilisation de la variable NIVEAU (% de qualité/quantité). L'introduction de cette variable explicative à l'intérieur du modèle retenu a permis de construire une vraie courbe de demande hicksienne et cela constitue notre principale contribution à l'avancement des connaissances de cette méthode. Par ailleurs, l'estimation du CAP moyen nous suggère, après agrégation du temps et des 123 225 ménages, que les bénéfices bruts d'un programme de protection des eaux souterraines au nord de Montréal seraient de l'ordre de 250 millions de dollars. Cela veut aussi dire, selon les critères de l'analyse coût avantage, que les coûts de mise en œuvre d'un tel programme devraient être inférieurs à ce niveau. Afin d'être en mesure d'estimer les valeurs de préservation, nous avons évalué les bénéfices d'un programme de protection des eaux souterraines au nord de Montréal à l'aide de la méthode des coûts évités. Le CAP moyen estimé a été appliqué aux utilisateurs de la nappe seulement. Ces derniers représentent 46 % des ménages de notre région d'étude. S'appuyant sur les résultats des deux méthodes utilisées, on trouve un ratio MÉC/PR de 1.34. Ce ratio indique que les valeurs de préservation, comptent pour 25 % de la valeur économique totale. En somme, ces résultats montrent que les valeurs trouvées par la MÉC sont supérieures aux valeurs estimées par la méthode des coûts évités, ce qui est conforme aux attentes théoriques.

Nous terminons cette étude en analysant chacun des arguments à l'appui de notre hypothèse de recherche et nous concluons que la valeur économique estimée (5.9 millions de dollars annuellement ou 250 millions de dollars si l'on tient compte des générations futures) est suffisamment importante pour justifier la mise en œuvre d'une nouvelle politique de gestion et de protection des ressources en eaux souterraines.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| Avant-propos..... | v |
| Résumé..... | vii |
| Table des matières..... | ix |
| Liste des figures..... | xiii |
| Liste des tableaux..... | xv |
| | |
| 1. INTRODUCTION..... | 1 |
| | |
| 2. FORMULATION DU PROBLÈME..... | 7 |
| 2.1 Éléments généraux..... | 7 |
| 2.1.1 Le problème hydrogéologique..... | 9 |
| 2.1.2 Le problème économique..... | 10 |
| 2.1.3 Le problème institutionnel..... | 12 |
| 2.1.4 Modèle causal de la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines..... | 13 |
| 2.2 Thème retenu pour cette recherche..... | 15 |
| 2.3 Problème spécifique..... | 16 |
| 2.4 Question spécifique de recherche..... | 17 |
| | |
| 3. CADRE THÉORIQUE..... | 19 |
| 3.1 L'économie du bien-être appliquée aux politiques publiques..... | 19 |
| 3.1.1 Le surplus du consommateur..... | 20 |
| 3.1.2 Le consentement à payer et le bien-être du consommateur..... | 24 |
| 3.2 Optimalité hydrogéologique et économique..... | 28 |
| 3.2.1 Optimalité hydrogéologique..... | 28 |
| 3.2.2 Optimalité économique..... | 28 |
| 3.3 Les sources de valeur..... | 30 |
| 3.4 La nature économique de la ressource..... | 35 |
| 3.5 Les externalités..... | 38 |

| | |
|--|-----|
| 4. FORMULATION DE L'HYPOTHÈSE | 43 |
| 5. DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE | 47 |
| 5.1 Le cadre d'analyse | 47 |
| 5.2 Les services rendus par l'eau souterraine | 50 |
| 5.3 Stratégies disponibles et choix d'une stratégie efficace | 54 |
| 5.4 L'analyse coûts-avantages | 55 |
| 5.5 Choix des techniques de collecte de l'information..... | 56 |
| 5.5.1 Méthode d'évaluation contingente | 62 |
| 5.5.1.1 Les biais | 70 |
| 5.5.2 Méthode des coûts évités..... | 73 |
| 5.5.3 Les échantillons..... | 75 |
| 6. ANALYSE DES RÉSULTATS | 79 |
| 6.1 Application du cadre d'analyse | 79 |
| 6.2 Le processus d'échantillonnage..... | 80 |
| 6.2.1 Le questionnaire | 82 |
| 6.3 Représentativité de l'échantillon | 84 |
| 6.4 Préparation des données de l'enquête | 86 |
| 6.5 Application de la méthode d'évaluation contingente | 87 |
| 6.5.1 Les résultats..... | 87 |
| 6.5.1.1 Formation des intervalles | 88 |
| 6.5.1.2 Le modèle statistique | 94 |
| 6.5.1.3 Estimation non paramétrique des résultats | 95 |
| 6.5.1.4 Analyse paramétrique univariée des CAP | 101 |
| 6.5.1.5 Estimation de la demande à l'aide de l'analyse bivariée..... | 103 |
| 6.5.1.6 Estimation multivariée de la fonction d'évaluation | 108 |
| 6.5.2 Comparaison des différents modèles | 112 |
| 6.5.3 Originalité de la recherche..... | 114 |
| 6.6 Application de la méthode des coûts évités | 123 |
| 6.6.1 Les mesures défensives reliées à l'eau de consommation | 124 |
| 6.6.2 Les résultats de la méthode des coûts évités | 125 |

| | |
|---|-----|
| 6.6.2.1 Achat d'eau embouteillée | 126 |
| 6.6.2.2 Les systèmes de traitement de l'eau..... | 126 |
| 6.6.2.3 L'activité de puiser de l'eau | 128 |
| 6.6.2.4 L'activité de bouillir de l'eau | 129 |
| 6.6.2.5 Dépenses de protection totales..... | 130 |
| 6.7 Test de validité convergente..... | 130 |
| 6.8 Test sur le format de la question | 135 |
| 6.9 Précision des résultats | 136 |
| | |
| 7. CONSIDÉRATIONS DYNAMIQUES | 141 |
| 7.1 Actualisation des bénéfices | 145 |
| 7.2 L'agrégation des bénéfices..... | 146 |
| 7.3 Les bénéfices comme outil d'aide à la décision..... | 147 |
| | |
| 8. CONCLUSION | 151 |
| | |
| 9. BIBLIOGRAPHIE..... | 157 |
| | |
| ANNEXE A Questionnaire..... | 167 |
| ANNEXE B Manuel des Codes..... | 189 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|-----|
| Figure 1.1 Problèmes d'environnement résultant de l'absence de prix | 3 |
| Figure 2.1 Modèle causal de la diminution de la qualité/quantité de l'eau souterraine..... | 14 |
| Figure 3.1 Surplus du consommateur..... | 21 |
| Figure 3.2 Utilité marginale du revenu | 23 |
| Figure 3.3 Surplus du consommateur, consentement à payer et à recevoir | 26 |
| Figure 3.4 Coûts et bénéfices marginaux d'une politique de gestion des eaux souterraines au nord de Montréal | 29 |
| Figure 3.5 Valeurs économiques d'un bien environnemental..... | 31 |
| Figure 3.6 Valeur économique totale d'un bien..... | 33 |
| Figure 3.7 Valeur économique totale lorsque la quantité est inférieure à 100 %..... | 35 |
| Figure 3.8 Recherche de l'optimalité sociale en présence d'externalités | 40 |
| Figure 4.1 Sous optimalité du niveau des ressources en eaux souterraines..... | 44 |
| Figure 5.1 Étapes à suivre pour estimer la valeur économique de l'eau souterraine..... | 49 |
| Figure 5.2 Méthodes d'évaluation d'un bien environnemental | 57 |
| Figure 5.3 Consentement à payer total..... | 64 |
| Figure 5.4 Demande compensée hicksienne inverse | 66 |
| Figure 5.5 Coûts totaux, coûts marginaux, CAP marginal et détermination de la production optimale Q^* | 67 |
| Figure 5.6 Niveaux des ressources à l'équilibre selon 3 scénarios de politiques | 68 |
| Figure 5.7 Les coûts externes (hypothétiques) et la diminution des ressources en eaux souterraines..... | 70 |
| Figure 6.1 Probabilité de survie en fonction du consentement à payer..... | 97 |
| Figure 6.2 Fonction de survie (données observées vs modèle exponentiel)..... | 102 |
| Figure 6.3 Courbe de demande totale pour la qualité/quantité d'eau souterraine | 105 |
| Figure 6.4 Courbe de demande hicksienne | 106 |
| Figure 6.5 Comparaison des trois modèles | 114 |

| | |
|---|-----|
| Figure 6.6 Demande totale agrégée pour un bien public..... | 118 |
| Figure 6.7 Courbe de demande moyenne pour la qualité de l'air..... | 119 |
| Figure 6.8 Courbe de demande estimée à partir de trois échantillons | 121 |
| Figure 6.9 Courbe de demande totale moyenne estimée à partir de nos résultats | 122 |
| Figure 6.10 Modèle bivarié et intervalle de confiance à 95% | 138 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|-----|
| Tableau 2.1 Disponibilité de l'eau souterraine au nord de Montréal..... | 8 |
| Tableau 5.1 Services rendus par l'eau souterraine [Boyle et Bergstrom 1994b]..... | 51 |
| Tableau 5.2 Taille des échantillons..... | 76 |
| Tableau 6.1 Comparaison des données de notre enquête et du recensement 1996 | 84 |
| Tableau 6.2 Montants offerts aux utilisateurs de la nappe selon les versions..... | 90 |
| Tableau 6.3 Montants offerts aux non utilisateurs de la nappe selon les versions..... | 90 |
| Tableau 6.4 Intervalles de consentement à payer selon les réponses données par les utilisateurs et selon les versions du questionnaire | 91 |
| Tableau 6.5 Intervalles de consentement à payer des non utilisateurs selon les versions du questionnaire..... | 91 |
| Tableau 6.6 Distribution de fréquences des réponses à la question C-2 | 92 |
| Tableau 6.7 Distribution de fréquences des réponses à la question C-5 | 92 |
| Tableau 6.8 Catégories de réponses des utilisateurs selon chaque version..... | 93 |
| Tableau 6.9 Catégories de réponses des non utilisateurs selon chaque version..... | 94 |
| Tableau 6.10 Estimation univariée du consentement à payer des utilisateurs et non utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier | 96 |
| Tableau 6.11 Estimation univariée du consentement à payer des utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier..... | 98 |
| Tableau 6.12 Estimation univariée du consentement à payer des non utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier..... | 98 |
| Tableau 6.13 Estimation univariée du CAP du sous échantillon «gestion par le gouvernement» selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier | 99 |
| Tableau 6.14 Estimation univariée du CAP du sous échantillon «gestion par le comité de bassin» selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier | 99 |
| Tableau 6.15 Estimation des moyennes et des médianes du CAP de l'échantillon et des sous-échantillons..... | 100 |
| Tableau 6.16 Log de Vraisemblance pour différentes distributions..... | 101 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 6.17 Résultats de l'analyse bivariée | 104 |
| Tableau 6.18 Bénéfice obtenu (ou perdu) selon différents niveaux de qualité/quantité d'eau souterraine | 107 |
| Tableau 6.19 Résultats du modèle exponentiel du CAP sur les variables PATRI et USAGE | 109 |
| Tableau 6.20 Signification des variables explicatives du modèle retenu | 110 |
| Tableau 6.21 Résultats de la fonction d'évaluation exponentielle | 110 |
| Tableau 6.22 Comparaison des moyennes et des médianes de tous les modèles | 113 |
| Tableau 6.23 Mesures défensives par catégorie évaluées dans notre étude | 125 |
| Tableau 6.24 Coût annuel moyen estimé pour l'achat d'eau embouteillée | 126 |
| Tableau 6.25 Coût annuel moyen pour l'utilisation d'un système de traitement | 127 |
| Tableau 6.26 Coûts totaux relatifs à l'activité de puiser de l'eau | 128 |
| Tableau 6.27 Coût total relatif à l'activité de bouillir l'eau | 129 |
| Tableau 6.28 Dépenses de protection totales | 130 |
| Tableau 6.29 Facteurs influençant les résultats de notre étude | 134 |
| Tableau 7.1 Bénéfices agrégés selon différents scénarios de taux et de temps | 145 |
| Tableau 7.2 Valeur économique totale des eaux souterraines selon différents scénarios | 147 |

1. INTRODUCTION

Les ressources en eaux souterraines du Québec constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable pour beaucoup de ménages des régions rurales. En effet, 20 % de la population en est tributaire ce qui représente 90 % du territoire habité du Québec [Gouvernement du Québec 1997].

L'étude de Sylvestre *et al.* (1987) montre que les prélèvements effectués par l'ensemble des utilisateurs demeurent faibles. Pour l'année d'étude, on a estimé que les Québécois ont prélevé 431 millions de mètres cubes d'eau souterraine. La réserve totale est estimée quant à elle à 200 milliards de mètres cubes. Ce faible taux d'extraction (0,2 %) combiné à la grande disponibilité des eaux de surface comme source alternative d'alimentation en eau potable font de l'eau souterraine une ressource abondante et généralement de bonne qualité.

Toutefois, certains dangers existent. D'une part, l'eau souterraine ne constitue pas une ressource inépuisable. Les abaissements de niveaux qu'on a observés dans certains puits de pompage, notamment dans la région située au nord de Montréal, appellent à la vigilance. D'autre part, les cas de contamination des eaux souterraines du Québec sont plus fréquents. En outre, l'intensification de l'activité anthropique de façon générale et industrielle de façon particulière, au cours des dernières années, ont montré que l'aquifère est une ressource convoitée et qu'elle doit être protégée avant qu'elle ne soit affectée. C'est dans ce contexte que des conflits d'usage sont récemment apparus entre différents utilisateurs (industrie d'embouteillage, agriculteurs, population) et cette situation a permis d'évaluer les principaux éléments de la problématique dans une perspective plus large. Mais les causes énumérées précédemment pour expliquer la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines au nord de Montréal ne sont peut-être que les conséquences d'une situation où les utilisateurs s'adonnent à une dilapidation rationnelle d'une ressource dont la propriété est commune. Cette situation appelée «Common pool resource's situation» [Ostrom 1990] fait référence à un certain type d'arrangements institutionnels et à leurs effets sur les comportements et motivations profondes qui

poussent les individus à surutiliser une ressource collective. On a observé de nombreuses situations similaires à celle des eaux souterraines du nord de Montréal et la plupart possédaient les caractéristiques suivantes: 1) la propriété est commune, 2) la gestion est faite par l'État, 3) le taux de prélèvement de la ressource est supérieur au taux de renouvellement. C'est en explorant cette voie que nous tenterons d'identifier les causes fondamentales de la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines au nord de Montréal pour ensuite proposer les solutions qui nous sembleront le plus appropriées.

Il est maintenant admis par plusieurs que les autorités politiques doivent évaluer de façon régulière la pertinence ou le niveau d'application des politiques publiques¹. Ainsi, le Vérificateur Général du Canada mentionnait dans son rapport annuel (1994) que: "L'évaluation de programme offre au public et au Parlement le moyen de savoir si les programmes permettent d'obtenir les résultats visés et de juger de la valeur tirée des activités publiques." Sans toutefois procéder à l'évaluation de la politique actuelle de gestion des eaux souterraines au nord de Montréal, nous tenterons d'évaluer les bénéfices d'une nouvelle politique de gestion et de protection de cette ressource². Cette évaluation s'appuiera sur des concepts économiques reliés à la théorie du consommateur alors que la recherche du bien-être collectif optimal sera le but ultime de cette étude. Par ailleurs, l'approche néoclassique de l'économie de l'environnement considère que les problèmes environnementaux proviennent du fait que beaucoup de biens et services reliés aux ressources naturelles collectives sont gratuits [Fauchoux et Noël 1995]. L'analyse économique nous enseigne en effet qu'un bien à prix nul ou presque nul fera l'objet d'une demande plus forte que s'il avait un prix positif. La Figure 1.1 montre la demande marginale de services environnementaux, par exemple l'eau souterraine.

¹ Les «Common pool resource's situation» (CPR's) sont des politiques publiques dans le sens où l'État a déjà pris la décision que la ressource en question serait de propriété commune, ce qui est une politique publique et de plus l'État a pris la responsabilité de la gestion de cette ressource, une autre politique publique.

² L'évaluation des bénéfices d'une nouvelle politique de gestion est une étape importante de l'évaluation de programme.

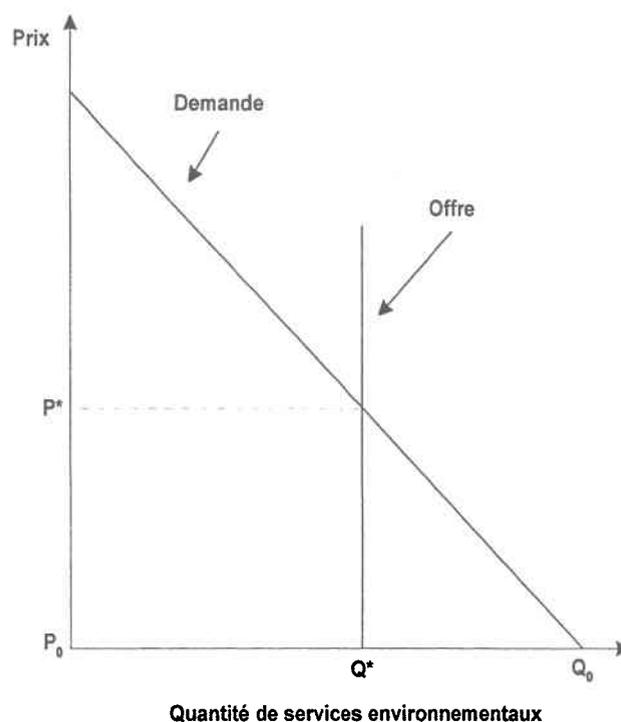


Figure 1.1 Problèmes d'environnement résultant de l'absence de prix

On constate que si l'eau souterraine avait un prix, la demande serait d'autant plus grande que le prix serait bas. Du côté de l'offre, dans le cas des ressources naturelles, la quantité offerte est généralement fixe. Par exemple, la quantité offerte Q^* pourrait correspondre aux débits de captage totaux d'une région donnée³. Si tel était le cas, le prix d'équilibre serait P^* . En situation de libre marché, le prix d'équilibre est déterminé par l'intersection de la courbe de demande et de la courbe d'offre. Mais le fait est que le prix de l'eau souterraine est presque zéro et la quantité consommée Q_0 . Il y a donc surconsommation d'eau souterraine et le déficit est équivalent à $Q_0 - Q^*$.

³ L'estimation de ces débits demeure théorique. Les débits réels de captage sont généralement plus élevés puisqu'il n'est pas possible, actuellement, de contrôler les quantités de captage de la majorité des utilisateurs. En ce qui concerne la quantité d'eau souterraine offerte Q^* , nous considérons que cette quantité est fixe puisque depuis plus d'un an, un moratoire a été imposé par le gouvernement du Québec afin d'interdire l'émission de tout nouveau permis de captage d'eau souterraine dans la province.

Si les ressources étaient illimitées, une consommation «plus que nécessaire» n'affecterait pas le capital ressource. Mais l'eau souterraine est une ressource renouvelable épuisable. Le danger ici est que, si la demande croît, elle dépasse la capacité des biens et services environnementaux à la satisfaire. Par exemple, tant qu'on a traité la couche d'ozone comme une ressource à prix nul, il n'y a jamais eu d'incitation à la protéger, avec les conséquences négatives que l'on connaît.

La solution est alors de trouver le juste prix pour ces biens et services environnementaux. Cela permettrait notamment de pouvoir appliquer certains principes comme celui du pollueur payeur ou encore du payeur utilisateur. Ces procédures sociales et économiques permettent d'évaluer monétairement le coût de la surexploitation des ressources naturelles ou celui de la pollution. De façon plus concrète, la détermination du prix véritable, dans le cadre d'une nouvelle politique de gestion et de protection des eaux souterraines au nord de Montréal, permettrait d'appliquer certains instruments économiques tels que la redevance. Ces instruments possèdent les incitatifs nécessaires à une utilisation «durable» de la ressource.

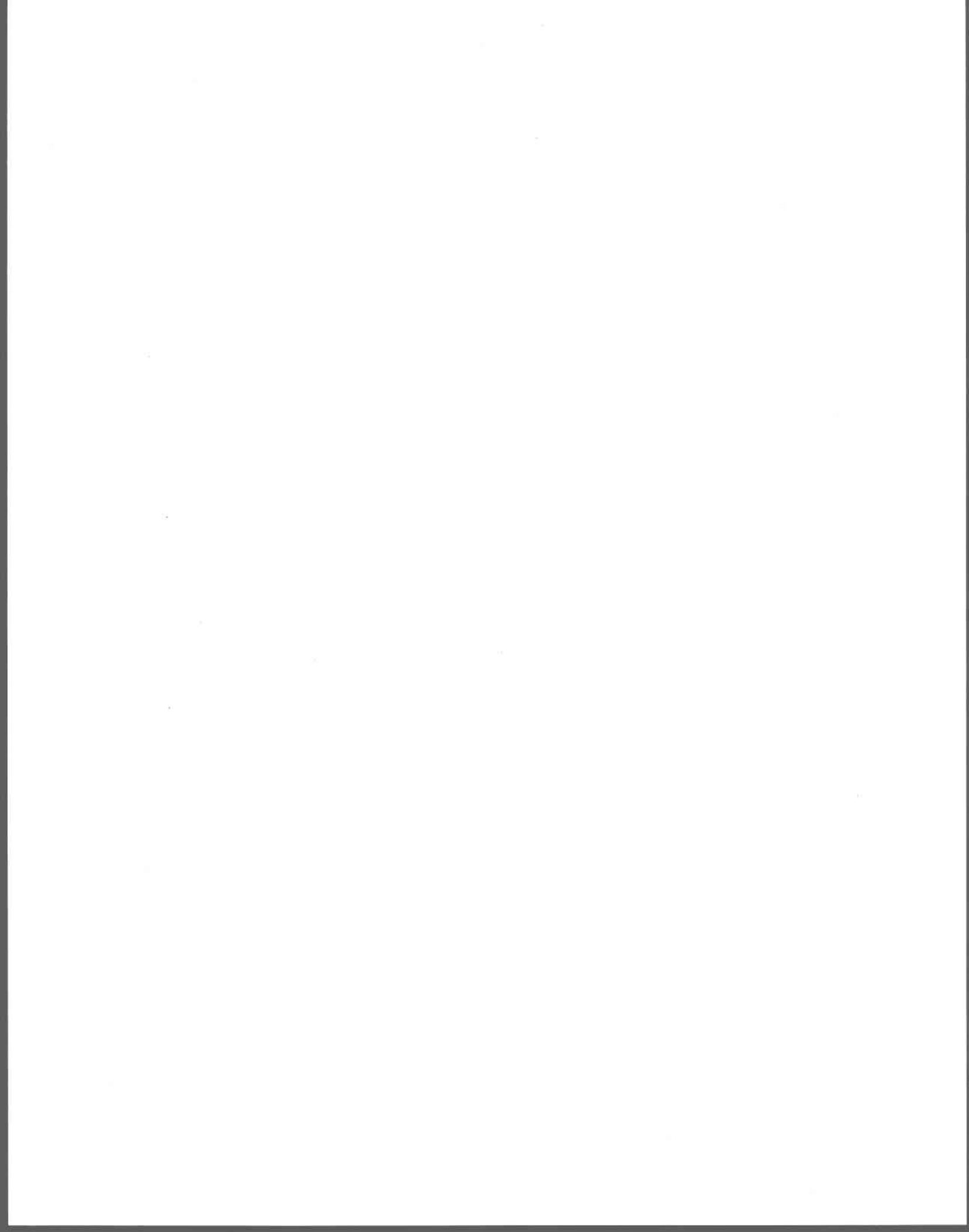
Il est donc possible selon l'analyse économique d'exploiter une ressource au-delà de sa capacité de renouvellement et son «capital ressource» en serait alors affecté. Cela suppose qu'on puisse demeurer au niveau économique désiré⁴, qu'on élimine les possibilités d'irréversibilité et qu'on ne tienne pas compte de l'incertitude en ce qui concerne les conséquences exactes des pollutions globales, des progrès technologiques futurs ainsi que des préférences des générations futures. Certains auteurs tels que Costanza (1989) et Beckerman (1972) ont exprimé des mises en garde contre cette vision trop optimiste de l'exploitation d'une ressource. C'est aussi dans cette optique que Perrings (1991) a formulé son fameux principe de précaution.

⁴ Ce niveau économique désiré est appelé optimum social ou encore optimum de Pareto. C'est en fait le niveau de ressources optimal à offrir et à consommer. Nous verrons plus en détail, au chapitre 3, ce concept d'optimum social.

Par ailleurs, cette recherche du prix véritable des ressources naturelles s'inscrit dans le cadre d'une réflexion plus profonde concernant la mesure du bien-être économique de la société. Récemment, un groupe américain appelé «Redefining Progress» a suggéré un nouvel indicateur pour mesurer la croissance de l'économie⁵. Actuellement le produit intérieur brut (PIB) est utilisé pour mesurer cette croissance. Mais cet indicateur tient peu compte de certains aspects humains et environnementaux.

L'estimation d'une «vérité sur le prix» de l'eau souterraine est, selon nous, un préalable à toute recommandation de politiques publiques visant une utilisation durable de cette ressource. Aussi, la détermination du prix véritable de l'eau souterraine au nord de Montréal permettrait 1) de déterminer jusqu'à quel point il est nécessaire de protéger cette ressource, 2) de prendre en compte les effets négatifs, ce que les économistes appellent les coûts externes, pour qu'éventuellement, les gagnants puissent compenser les perdants, 3) d'intégrer cette information dans le calcul des gains et des pertes de bien-être économique pour l'ensemble de la région d'étude et finalement 4) d'être en mesure de recommander les politiques publiques à mettre en œuvre.

⁵ Le Véritable Indicateur de Progrès (VIP) est ce nouvel indicateur qui prendrait en compte les inégalités, la criminalité, le chômage, les problèmes environnementaux, le PIB des autres pays, etc. Selon les calculs du groupe de San Francisco, le PIB américain est passé, entre 1950 et 1994, de 12 000 \$ à 26 000 \$ par année per capita. Le VIP serait passé de 8 000 \$ à 7 000 \$ pour la même période.



2. FORMULATION DU PROBLÈME

2.1 Éléments généraux

Les eaux souterraines de la région située au nord de Montréal sont de bonne qualité et en quantité suffisante et elles constituent une source importante d'approvisionnement en eau potable pour les populations et l'industrie. Cependant, cette ressource fait actuellement l'objet d'un débat portant sur les modalités de son utilisation. Le faible renouvellement annuel de la ressource (0.7% de la réserve), le goût de plus en plus marqué des citoyens pour les banlieues et les espaces agricoles [Donadieu 1998] ainsi qu'une mauvaise définition des droits d'usage de la ressource ne sont que quelques-uns des nombreux aspects de la problématique. Il s'agit en fait de concilier l'activité économique et les besoins de la population tout en préservant la ressource dans une perspective de développement durable. C'est là un enjeu de taille pour une ressource mal connue, convoitée et qui souffre de défaillances économiques et institutionnelles. Afin d'être en mesure d'apprécier les différents éléments de la problématique, nous présentons quelques informations relatives à la région d'étude.

Caractéristiques physiques de la région

Notre région d'étude est située sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent et de façon plus précise au nord ouest de la ville de Montréal. Elle comprend les cinq MRC suivantes : Argenteuil, Deux-Montagnes, Mirabel, La-Rivière-du-Nord, Thérèse-de-Blainville couvrant une superficie totale de 2 645 km². Trente quatre municipalités font partie de ce territoire dont les deux grandes unités physiographiques sont le Bouclier Canadien (50% de la superficie totale) et les Basses-Terres du Saint-Laurent. Le sous-sol est composé principalement de roches fissurées dans la partie Bouclier Canadien et poreuses fissurées dans la partie Basses-Terres du Saint-Laurent [Agéos et INRS-Eau 1996]. Les précipitations sont en moyenne de 1100 mm d'eau annuellement.

Caractéristiques de la ressource eau souterraine :

L'infiltration des eaux de pluie dans la nappe aquifère est de 75 mm annuellement. La nappe d'eau souterraine est présente principalement dans la partie Basses-Terres du Saint-Laurent et l'épaisseur de cette nappe est en moyenne de 40 mètres. La réserve, le renouvellement naturel et les prélèvements d'eau souterraine figurent au Tableau 2.1. À titre de comparaison, les données relatives à l'ensemble du Québec sont aussi présentées [Gouvernement du Québec 1997].

Tableau 2.1 Disponibilité de l'eau souterraine au nord de Montréal

| Disponibilité de la ressource | Nord de Montréal | Province de Québec |
|------------------------------------|---|---|
| Réserve d'eau | 15 milliards m ³ | 200 milliards m ³ |
| Renouvellement naturel (par année) | 100 millions m ³ ≅ 0.7% de la réserve | 14 milliards m ³ ≅ 7% de la réserve |
| Prélèvement annuel ^a | 30 millions m ³ 30% du renouvellement 0.2% de la réserve | 432 millions m ³ 3% du renouvellement 0.2% de la réserve |

^a Pour ce qui est du prélèvement annuel au nord de Montréal, on considère une consommation journalière de 600 litres par personne (industrie et résidentiel) ce qui est inférieur à la moyenne provinciale qui est de 800 litres.

Ces données montrent que le renouvellement naturel annuel de la région au nord de Montréal est faible (0.7% de la réserve). Puisque le renouvellement est faible, les prélèvements, en termes relatifs, sont beaucoup plus élevés (30% du renouvellement) que pour l'ensemble de la province (3% du renouvellement). Bien que les prélèvements au nord de Montréal soient relativement élevés, ils demeurent inférieurs au niveau à partir duquel la ressource est surexploitée. Ce niveau est de 100 millions de m³ (ou lorsque les prélèvements représentent 100% du renouvellement). Cette «sousexploitation» ne signifie toutefois pas que les problèmes économiques relatifs à cette ressource sont absents. Les éléments de la problématique économique seront par ailleurs discutés dans

les chapitres suivants. En outre, une étude récente [Agéos et INRS-Eau 1996] a montré que les ressources en eau souterraine de cette région (Basses-Terres du Saint-Laurent) sont vulnérables à la pollution et demandent à être protégées.

Caractéristiques socio-économique :

La population totale des cinq MRC est de 333 167 habitants [Statistique Canada 1996]. On compte 123 225 ménages ce qui représente 2.7 habitants par ménage. La densité de population est de 126 habitants/km² ce qui en fait une des régions rurales du Québec le plus densément peuplé. Le revenu familial moyen est de 43 800 \$ et on a constaté que 46% des ménages sont alimentés à partir de la nappe souterraine. Même si notre région d'étude est principalement agricole, les travailleurs urbains sont de plus en plus nombreux à s'y installer [Donadiou 1998]. Pour desservir en eau potable leurs populations grandissantes, les municipalités ont donc recours à de plus grands volumes d'eau souterraine. Par ailleurs, les pesticides et fertilisants sont largement utilisés par les producteurs agricoles et l'épandage de sels déglaçants sur les routes de la région est de l'ordre de 20 tonnes de sels par kilomètre de route annuellement. Enfin, l'abondance et la bonne qualité de l'eau souterraine du «secteur Mirabel» ont contribué au développement d'une industrie d'embouteillage.

À la lumière des informations précédentes, nous croyons que les principaux éléments de la problématique des eaux souterraines au nord de Montréal doivent être abordés selon une perspective pluridisciplinaire. L'examen des problèmes d'ordre hydrogéologique, économique et institutionnel fera donc l'objet des chapitres suivants.

2.1.1 Le problème hydrogéologique

Le problème hydrogéologique tient surtout au fait que les contraintes physiques liées à la ressource doivent être connues et quantifiées avant même l'établissement d'un plan de gestion intégrée. Les trois principales contraintes identifiées, dans un premier temps, sont la capacité support des aquifères (niveau de saturation de la ressource), leur vulnérabilité (potentiel de détérioration de leur quantité par surexploitation ou de leur

qualité par pollution), et l'identification de l'optimum physique d'exploitation (densité et localisation des prélèvements).

La capacité support, c'est-à-dire la quantité maximale d'eau souterraine que peut contenir le sous-sol des cinq MRC de notre étude, doit premièrement être connue (elle est estimée à 15 milliards de m³). Cette quantité d'eau s'écoule naturellement vers le Lac-des-Deux-Montagnes dans le contexte hydrogéologique étudié. De cet écoulement naturel, un débit de prélèvement peut avoir lieu sans incidence environnementale. La distribution sur le territoire de ce débit dépend alors des caractéristiques hydrogéologiques locales et des besoins de prélèvement.

Dans un deuxième temps, la vulnérabilité des ressources à la pollution (affectant la qualité) ou au surpompage (affectant la quantité) doit être évaluée et quantifiée. Les résultats actuellement disponibles ont montré l'existence de zones à vulnérabilité élevée ainsi que la présence de concentrations de fer et de manganèse très variables. Par ailleurs, on a constaté la présence de poches d'eau salée de l'ancienne mer de Champlain.

L'optimum physique d'exploitation correspond, quant à lui, au niveau où les débits de prélèvement sont équivalents au renouvellement naturel de la ressource. Cet optimum physique d'exploitation (on l'appelle aussi le rendement sécuritaire) peut être interprété comme le prélèvement maximum qui pourrait être opéré indéfiniment sans mettre en cause la ressource. De façon théorique, on peut penser à adopter ce type de prélèvement pour une gestion de la ressource qui s'appuierait sur les principes du développement durable. Mais, comme nous le verrons au chapitre suivant, cet optimum hydrogéologique ignore certains aspects que l'optimalité économique considère.

2.1.2 Le problème économique

L'efficacité économique nous suggère de comparer les coûts d'application d'une politique publique aux bénéfices que cette politique est sensée rapporter à la société. Or, nous ne

connaissions pas les coûts et bénéfices de la gestion des eaux souterraines au nord de Montréal. C'est par le biais d'une évaluation de programme qu'il est possible de mesurer l'efficacité économique d'un programme et l'analyse coût avantage (ACA) est une des techniques qui peut être utilisée lors de ce processus d'évaluation. Toutefois, la mesure des avantages (bénéfices) d'un bien non marchand tel que l'eau souterraine constitue la tâche la plus difficile à réaliser lors d'une ACA.

Outre l'absence de mécanisme d'évaluation approprié, il y a un deuxième aspect du problème économique qui doit être mentionné. Cet aspect concerne la nature économique de la ressource eau souterraine. L'eau souterraine possède certaines caractéristiques des biens privés et d'autres caractéristiques des biens publics. Malgré une réglementation abondante, il demeure difficile d'exclure un individu qui décide de ne pas payer une juste contribution selon sa consommation d'eau souterraine. L'absence de prix pour cette ressource ainsi que des mesures de contrôle déficientes sont les principaux facteurs qui font de l'eau souterraine une ressource dont les droits de propriété et d'usage sont pour le moins mal définis. En fait, c'est une ressource qui appartient à tout le monde et à personne en même temps. L'étude du comportement individuel a montré que dans ce régime, les utilisateurs tenteront de maximiser leurs intérêts personnels sans toutefois participer à la production de cette ressource, qui est dans l'intérêt commun [Ostrom 1990]. Les bénéfices collectifs ainsi perdus font référence à la rente économique associée à toute ressource collective. Or, cette rente est le reflet du bien-être que la société retire de l'utilisation de cette ressource. En situation de resquillage⁶, il y a dissipation de la rente et conséquemment du bien-être collectif. Les acteurs économiques qui sont susceptibles de resquiller l'eau souterraine au nord de Montréal sont tous ceux qui peuvent affecter d'une façon ou d'une autre la qualité et/ou la quantité de l'aquifère. L'absence d'un réel marché économique de l'eau potable au nord de Montréal rend difficile l'estimation de la demande pour l'eau potable et conséquemment de la juste quantité à offrir.

⁶ Le resquillage est défini de la façon suivante : «Obtenir une chose sans y avoir droit, sans rien déboursier» [Le Petit Robert 1988]. Dans le langage économique, ce terme est couramment utilisé lorsqu'il est question de ressources collectives. Au prochain chapitre (section 3.5), nous verrons plus en détail la rationalité des resquilleurs.

Cela se traduit généralement par une sous-estimation de la quantité consommée et, de là, par une diminution de la quantité et/ou de la qualité de la ressource en question. Par ailleurs, Negri (1989) décrit la situation des ressources collectives en accès libre de la façon suivante : lorsque les droits de propriété sont mal définis et que l'accès à la ressource est non exclusif, c'est alors la «règle de capture» qui détermine les droits de propriété sur les réserves d'eau souterraine. Cette règle garantit aux utilisateurs des droits exclusifs sur la portion d'eau qu'ils pompent. Le volume d'eau qu'un utilisateur ne pompe pas aujourd'hui, le sera demain, au moins en partie, par un concurrent. Par conséquent, la peur qu'ont les utilisateurs de ne pas être capables de s'approprier demain ce qu'ils ne pompent pas aujourd'hui est à la base de leur refus de protéger la ressource en vue d'un usage ultérieur. Les conséquences peuvent alors être désastreuses en regard de la pérennité de la ressource.

2.1.3 Le problème institutionnel

Les faits économiques et hydrogéologiques ne sont peut-être que les conséquences d'une situation selon laquelle la ressource dont la propriété est commune est «rationnellement dilapidée» par ses utilisateurs. Il existe toutefois des cas où les individus organisent et gèrent eux-mêmes ces situations et finissent par obtenir les bénéfices collectifs attendus même si la tentation de ne pas respecter les engagements et de resquiller la ressource collective est forte. Parmi ces cas, on retrouve les bassins d'eaux souterraines situés dans la région de Los Angeles. Dans son livre *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Ostrom (1990) fait une analyse détaillée de ce dernier cas, lequel comporte certaines similitudes avec la situation du nord de Montréal. L'étude d'Ostrom a permis d'identifier et de mieux comprendre les facteurs qui peuvent augmenter ou réduire la volonté qu'ont les individus à organiser leur action collective en regard de la fourniture d'un bien collectif. Dans son analyse, l'auteure tente aussi de combiner la stratégie utilisée par les analystes associés à la nouvelle approche institutionnelle et la stratégie utilisée par les biologistes ou hydrogéologues afin de conduire le travail empirique nécessaire à une meilleure compréhension du monde biologique.

En bref, la situation des eaux souterraines au Québec est apparentée à celle des ressources collectives en accès libre, laquelle est caractérisée par l'absence de prix et la mauvaise définition des droits d'usage. En effet, on ne connaît pas tous ceux qui prélèvent l'eau des aquifères et dans quelle proportion ils le font.

Par ailleurs, l'article 951 du Code Civil du Québec qui stipule que la propriété du sol emporte celle du dessus et du dessous, contribue encore plus à l'ambiguïté des droits de propriété des eaux souterraines québécoises. Cette ressource non stationnaire qui est de propriété publique dans son ensemble devient privée lorsqu'elle passe sous un terrain privé et redevient publique ou change de propriétaire lorsqu'elle quitte ce même terrain. Dans ce contexte, les motivations à protéger la ressource sont faibles.

2.1.4 Modèle causal de la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines

La présente section constitue en quelque sorte une synthèse de la problématique des eaux souterraines. La Figure 2.1 illustre l'ordonnancement des causes relatives à la diminution de la qualité/quantité des eaux souterraines. Tel qu'illustré et déjà discuté précédemment, la cause fondamentale de la diminution de la qualité et de la quantité des eaux souterraines au nord de Montréal est le type d'arrangements institutionnels actuellement en place (le premier niveau). Même si cela n'a pas encore été vérifié, nous considérons, à cette étape-ci, que cette hypothèse est plausible. Les autres causes des niveaux inférieurs de la chaîne causale seront aussi considérées comme des conséquences de la cause principale. Nous le verrons plus en détail au prochain chapitre, l'absence de prix et la mauvaise définition des droits de propriété ou d'usage des ressources naturelles est génératrice de comportements économiques qui se matérialisent sous forme de resquillage de ces ressources (c'est le deuxième niveau). La théorie économique nous apprend aussi qu'en situation de resquillage, les ressources collectives accusent des diminutions significatives tant en qualité qu'en quantité (le troisième niveau).

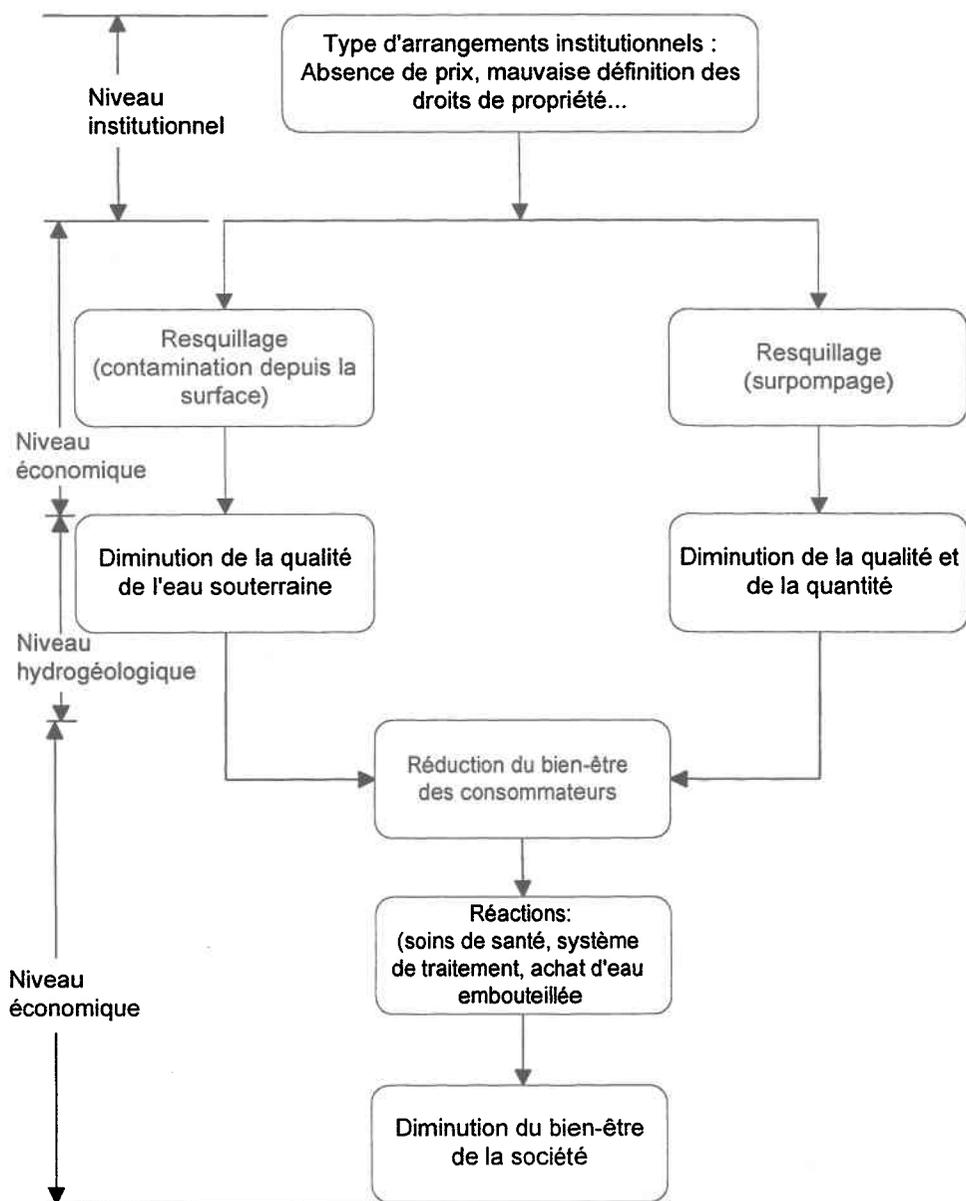


Figure 2.1 Modèle causal de la diminution de la qualité/quantité de l'eau souterraine

En continuant dans ce contexte d'ordonnement des causes et des conséquences, il est raisonnable d'affirmer qu'une diminution de la qualité et de la quantité d'eau entraîne une réduction du bien-être des consommateurs (le quatrième niveau). En réaction à cette réduction, les consommateurs effectueront des dépenses supplémentaires (achats d'eau embouteillée, soins de santé, systèmes de filtration...); c'est le cinquième niveau. Enfin, les dépenses effectuées diminuent le bien-être de l'ensemble de la société; c'est le sixième niveau.

2.2 Thème retenu pour cette recherche

Tel que nous l'avons décrit précédemment, la problématique des eaux souterraines au nord de Montréal est complexe et fait appel à plusieurs disciplines. Il peut sembler au premier abord que l'homme soit la principale cause de la diminution de la qualité et de la quantité des eaux souterraines au nord de Montréal, mais comme nous l'avons vu, l'homme agit rationnellement selon ses intérêts personnels et les arrangements institutionnels en place. Selon certains auteurs [Baumol et Oates 1988], la dilapidation d'une ressource collective peut s'expliquer par le fait que cette ressource est gratuite et de propriété commune. Or, ces caractéristiques font partie des arrangements institutionnels décidés par l'État. D'autres [Ostrom 1990] estiment que le type d'arrangements institutionnels peut assurer la pérennité d'une ressource, même si cette ressource demeure propriété commune. Quoiqu'il en soit, on peut dès lors affirmer que le problème de la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines au nord de Montréal est étroitement lié aux comportements économiques des consommateurs.

Par ailleurs, une étude approfondie des aspects hydrogéologiques des eaux souterraines nous permettrait probablement de mesurer les variables clés de la dynamique de cette ressource. Cependant, l'expérience a montré qu'il est très difficile de maintenir ces variables à leur niveau optimal en raison des défaillances⁷ qui affectent généralement les ressources collectives. La nature économique de ces ressources ainsi que les

⁷ Nous verrons plus en détail, à la section 3.5, cette notion de défaillance de marché.

arrangements institutionnels en place sont en quelque sorte les facteurs limitants qui diminuent la portée des mesures de contrôle et des possibilités d'amélioration de la qualité/quantité des eaux souterraines. Les études de nature hydrogéologique précèdent généralement les évaluations économiques et ces dernières constituent un outil d'aide à la décision de premier ordre pour la mise en place de nouveaux arrangements institutionnels. En considérant que des études hydrogéologiques ont déjà été réalisées dans la région d'étude et tenant compte de l'ordre naturel des évaluations, nous croyons préférable de consacrer nos efforts à l'examen des problèmes économiques plutôt qu'hydrogéologiques ou institutionnels.

Cependant le marché économique n'est pas le remède à tous les maux. Nous avons déjà vu qu'il possède ses propres imperfections. À cet égard, l'école du Public Choice ne justifie l'intervention de l'État en présence de défaillances de marché que lorsque les défaillances de l'État lui-même sont moins importantes que celles du marché [Marceau 1993]. La propriété commune ainsi que l'absence de prix de la ressource unité (les mètres cubes d'eau pompée) et de la ressource système (les nappes souterraines) et les problèmes de resquillage qui en découlent sont à la base de ces imperfections. Encore une fois, le niveau optimal des ressources collectives est rarement atteint en raison des imperfections du marché économique ou politique d'une ressource dont le prix est presque nul et dont les droits d'usage sont mal définis. Dans le contexte actuel, on doit se demander s'il est préférable de maintenir le statu quo ou d'envisager d'autres arrangements institutionnels. Nous retenons donc le thème de l'analyse économique appliquée aux politiques publiques pour tenter de répondre à cette question.

2.3 Problème spécifique

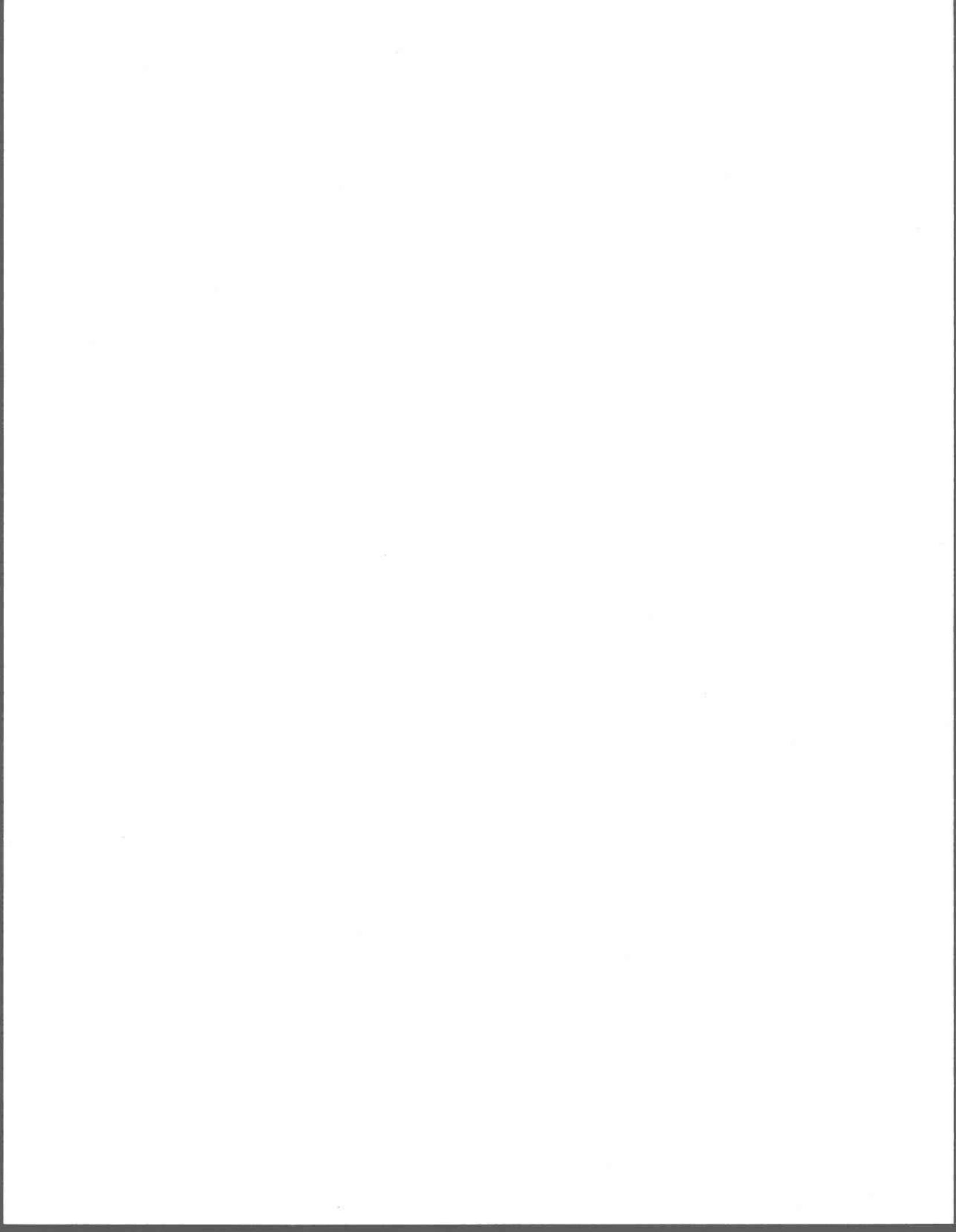
Bien qu'il existe certaines divergences quant à la problématique hydrogéologique, les experts s'accordent à dire que l'activité humaine est à la source du problème. Le surpompage et les perturbations à l'habitat sont le plus souvent mentionnés comme facteurs explicatifs de la diminution de qualité/quantité des eaux souterraines au nord de Montréal. Par contre, il n'existe aucune étude qui nous permettrait de comprendre les

relations entre la nature économique de cette ressource et son déclin pas plus qu'il n'existe de travaux sur l'efficacité économique des arrangements institutionnels actuels. On constate qu'actuellement, les efforts pour maintenir la qualité/quantité de l'eau souterraine au nord de Montréal sont annulés par les problèmes de resquillage. Or, comme nous le verrons mieux au chapitre suivant, le resquillage est le résultat d'arrangements institutionnels qui sont caractérisés par l'absence de prix et la mauvaise définition des droits de propriété ou d'usage. Le problème spécifique est donc étroitement lié au type actuel d'arrangements institutionnels lequel est à la source du problème des eaux souterraines au nord de Montréal. Par ailleurs, il serait opportun d'évaluer *a priori* ou *ex ante* d'autres arrangements institutionnels concernant les eaux souterraines au nord de Montréal. La décentralisation de certains aspects de la gestion des ressources naturelles a été expérimentée à quelques reprises et les résultats sont dans la plupart des cas positifs.

2.4 Question spécifique de recherche

En s'appuyant sur une meilleure définition des droits d'usage, la connaissance et l'ampleur de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal justifient-elles la mise en œuvre d'arrangements institutionnels visant une exploitation durable de la ressource? La réponse à cette dernière question nous apporterait de précieux renseignements sur les bénéfices⁸ générés par deux politiques alternatives ainsi que sur le type d'arrangements institutionnels qu'il est préférable d'adopter pour assurer la pérennité de la ressource.

⁸ Les bénéfices en question font référence aux avantages totaux que les consommateurs retirent de l'utilisation et de l'existence des eaux souterraines.



3. CADRE THÉORIQUE

3.1 L'économie du bien-être appliquée aux politiques publiques

Au 19^e siècle, Vilfredo Pareto introduisit son fameux critère d'efficacité. Par ce critère, un changement de politique est socialement désirable si, suite à ce changement, au moins une personne augmente son bien-être et qu'aucune autre personne ne diminue le sien [Just et al. 1982]. Si une seule personne est perdante, le critère n'est pas rencontré. Dans le même ordre d'idée, l'optimum de Pareto est défini comme étant l'état par lequel il est impossible d'améliorer le sort d'une personne sans nuire à une autre personne. Le critère de Pareto est souvent associé au critère d'efficacité économique. Ce dernier concept fait référence à l'action d'obtenir le plus possible pour la société, avec des ressources limitées. Par ailleurs, la théorie économique nous apprend que les avantages engendrés par une politique publique (ou privée) pour augmenter l'offre d'un bien doivent être supérieurs ou égaux aux coûts d'application de cette politique. Cette hypothèse se vérifie lors d'analyses coûts avantages (ACA)⁹. Par exemple, les coûts d'application d'une politique de gestion et de protection des eaux souterraines au nord de Montréal correspondent aux coûts totaux privés (citoyens ordinaires, entreprises privées) et aux coûts totaux publics (différents ministères, municipalités) pour augmenter¹⁰ la qualité/quantité des eaux souterraines d'un certain niveau ΔQ . Les bénéfices quant à eux sont équivalents au montant (en monnaie) que chaque individu est prêt à payer pour la même augmentation ΔQ suite à la mise en oeuvre de la nouvelle politique. Les bénéfices totaux sont l'agrégation (ou la somme) des bénéfices individuels d'une population donnée. Devant les nombreuses difficultés d'application du critère de Pareto, le principe de compensation (appelé le test de compensation Kaldor-Hicks) fut introduit afin de

⁹ Certains auteurs parlent plutôt d'analyses coûts bénéfices.

¹⁰ Il est possible que la politique soit relative au maintien d'un certain niveau Q plutôt qu'à une augmentation ΔQ de la qualité/quantité des eaux souterraines.

pouvoir choisir plus simplement la meilleure alternative parmi un ensemble de politiques. En accord avec ce principe, l'état B est préféré à l'état A si, suite au changement de l'état A vers l'état B, les gagnants peuvent compenser les perdants de telle sorte que le bien-être de chacun est amélioré [Just et *al.* 1982]. Ce principe fait référence à une compensation potentielle plutôt que réelle et les gains doivent être supérieurs aux pertes (en terme absolu) pour que ce principe soit applicable. Une nouvelle politique de gestion des eaux souterraines au nord de Montréal ferait probablement des gagnants et des perdants et des compensations seraient alors nécessaires si et seulement si les gains étaient supérieurs aux pertes.

3.1.1 Le surplus du consommateur

La recherche d'une mesure du bien-être économique du consommateur a fait l'objet de nombreuses controverses. C'est que le critère principal du consommateur, qui est la maximisation de son utilité, est une mesure non directement observable. Devant cette situation, les économistes peuvent, au mieux, observer le revenu et les décisions de consommation selon différents prix, et sur la base de ces transactions économiques, tenter de trouver une mesure monétaire des effets de bien-être. Or, le consentement à payer (en terme monétaire) des consommateurs est une mesure qui est reliée à la fonction d'utilité du consommateur et c'est à partir de la courbe du consentement marginal à payer (demande marshallienne) que l'on peut dégager le surplus du consommateur. Cette dernière mesure est le véhicule le plus souvent utilisé, lors des analyses empiriques, pour mesurer le bien-être du consommateur [Just et *al.* 1982]. Le surplus du consommateur est défini comme le montant maximum que le consommateur est prêt à payer pour obtenir le bien plutôt que de s'en passer et ce, en plus du prix à payer [Gauthier et *al.* 1991]. Graphiquement, le surplus du consommateur correspond à l'aire sous la courbe de demande et au-dessus de la ligne de prix (voir Figure 3.1). La somme des surfaces du surplus du consommateur et du coût total est souvent désignée comme le bénéfice brut; c'est la surface ABQ^oO.

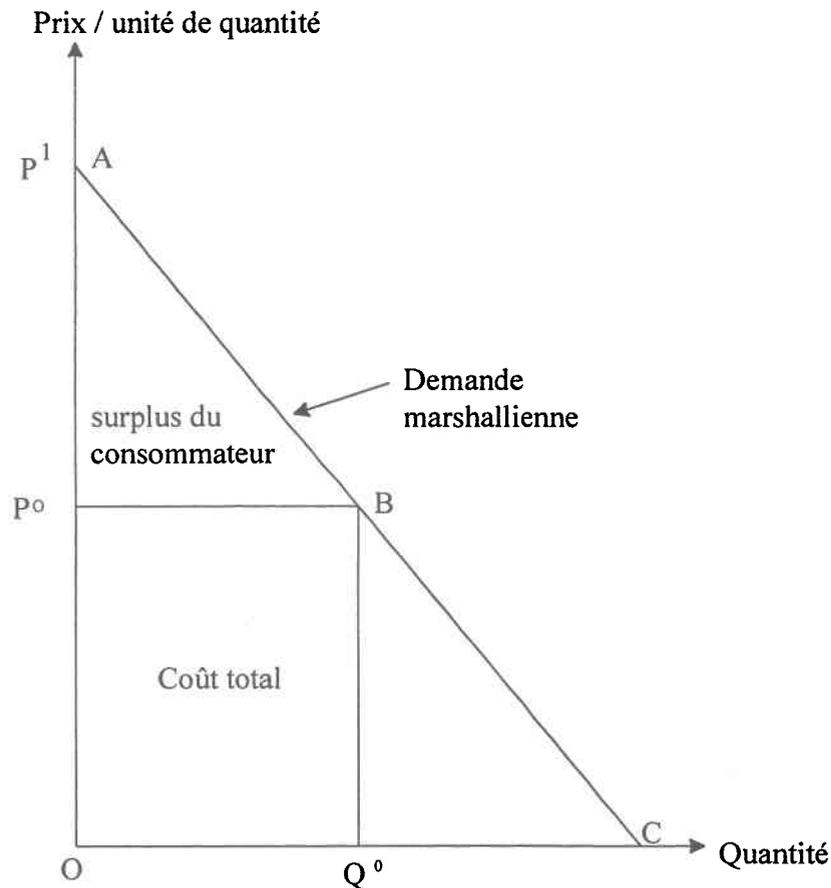


Figure 3.1 Surplus du consommateur

Le surplus du consommateur ou le bénéfice net¹¹ est une mesure monétaire de changement de bien-être par laquelle l'argent sauvé ou ce que le consommateur est prêt à payer reflète le changement relatif de l'utilité du consommateur. La monnaie est utilisée pour des raisons pratiques, notamment parce qu'elle est facilement mesurable et que c'est aussi l'unité de mesure de plusieurs autres variables telles que les coûts de production d'un bien ou d'un service.

¹¹ Lorsque les demandes individuelles sont agrégées, le surplus du consommateur peut être interprété comme l'avantage net pour la société (ANS). Ce terme est souvent utilisé lors d'analyses coûts avantages et correspond au résultat ultime recherché par l'analyste. Les différents «ANS» correspondant aux différents scénarios de politiques sont alors pris en compte lors de la prise de décision.

Il y a un siècle, les économistes ont tenté d'utiliser une mesure psychologique appelée «utils» pour mesurer directement l'utilité du consommateur, mais ils se rendirent compte que cela était impossible puisque cette unité de mesure n'a pas de signification précise. Quoiqu'il en soit, le surplus du consommateur tiré d'une courbe de demande ordinaire (marshallienne) est considéré comme une vraie mesure du changement d'utilité du consommateur lorsque les deux conditions suivantes sont respectées: 1) l'effet de revenu est égal à zéro et 2) l'utilité marginale du revenu est constante. Or, comme nous le verrons plus loin, ces deux conditions sont restrictives.

La première condition fait référence à l'élasticité revenu de la demande et peut être définie comme le changement en pourcentage de la quantité demandée associé à un petit changement en pourcentage du revenu. Or, une réduction du prix d'un bien se traduit par une hausse du revenu monétaire du consommateur, c'est-à-dire de la quantité de biens que son salaire lui permet d'acheter [Baumol et *al.* 1986]. L'effet de revenu s'apparente à une augmentation de salaire et généralement le consommateur achètera davantage de biens qui ne sont pas des biens inférieurs. En résumé, il est très rare de rencontrer une situation où l'effet de revenu est égal à zéro. Pour ce qui est de la deuxième condition, elle signifie que l'utilité ou le bien-être qu'un individu retire de l'utilisation de son revenu, augmente de façon proportionnelle avec ce revenu. Or, cela n'est généralement pas le cas. La satisfaction de passer d'un salaire de 30,000 \$ à 40,000 \$ risque d'être plus grande que celle de passer d'un salaire de 100,000 \$ à 110,000 \$. L'utilité marginale du revenu serait donc décroissante. La Figure 3.2 illustre bien cette restriction qu'est la constance de l'utilité marginale du revenu.

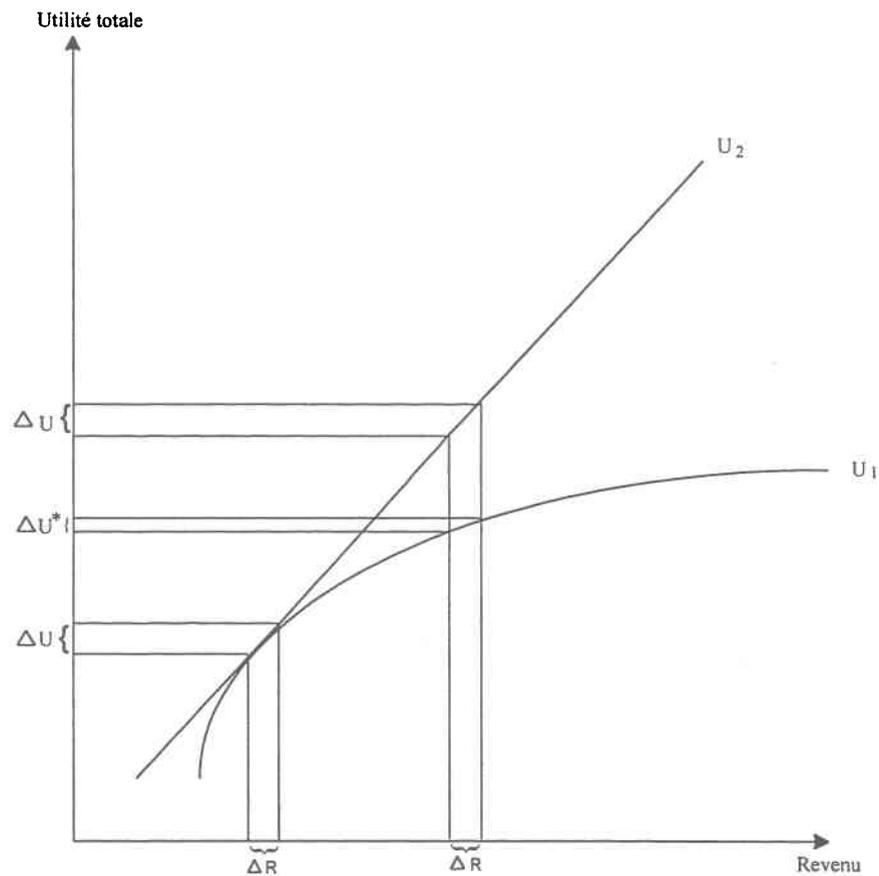


Figure 3.2 Utilité marginale du revenu

Si on débute l'analyse avec la fonction d'utilité U_1 , on constate que pour un même changement de revenu ΔR , on retrouve différents changements d'utilité, ΔU ou ΔU^* , dépendant du niveau de revenu où on se trouve. Pour ce qui est de la fonction d'utilité U_2 , à chaque changement de revenu ΔR , correspond un même changement de l'utilité peu importe le niveau de revenu. Cette fonction d'utilité U_2 implique une constance de l'utilité marginale du revenu et tel que décrit par Just et *al.* (1982), la conversion d'un changement du surplus du consommateur ΔS en changement d'utilité ΔU peut être faite seulement lorsque la courbure de la fonction d'utilité totale est constante, c'est-à-dire lorsque l'utilité marginale du revenu est constante. Dans le monde réel, il est très rare de rencontrer cette constance de l'utilité marginale du revenu.

3.1.2 Le consentement à payer et le bien-être du consommateur

Devant les difficultés d'application de la mesure du surplus du consommateur d'une demande marshallienne et puisque l'utilité n'est pas directement mesurable, il est nécessaire d'introduire une mesure alternative; c'est le concept du consentement à payer. Le montant d'argent qu'un individu consent à payer ou à accepter pour passer d'une situation à une autre constitue une alternative observable pour mesurer l'intensité des préférences de cet individu pour une situation donnée par rapport à une autre situation [Just et al. 1982]. Ce principe est à la base de l'économie du bien-être appliquée et sera la mesure-clé employée dans la présente étude. Les deux plus importantes mesures du consentement à payer sont la variation compensatrice et la variation équivalente. Ces concepts ont été suggérés par Hicks (1943). Les variations compensatrices et équivalentes sont définies comme des ajustements de revenu qui maintiennent le consommateur à des niveaux particuliers de bien-être. De façon plus formelle, la variation compensatrice est le montant d'argent maximal qui doit être prélevé du revenu du consommateur, après un changement de prix et/ou de revenu, pour ramener le consommateur à son niveau de bien-être initial. Ces concepts de variation compensatrice et équivalente sont directement reliés aux préférences des individus et conséquemment à la fonction d'utilité du consommateur. Ces derniers concepts sont reliés à la courbe de demande compensée ou hicksienne. Cette courbe de demande compensée met en relation les quantités demandées selon différents prix, lorsque l'utilité est gardée constante et que seul le revenu change, tandis que la courbe de demande marshallienne est une relation entre les quantités demandées selon différents prix lorsque le revenu est gardé constant et que l'utilité change [Just et al. 1982]. Afin de démontrer de quelle façon la variation compensatrice et la variation équivalente sont directement reliées aux préférences du consommateur, considérons la Figure 3.3. Le cadran supérieur montre deux courbes d'indifférence correspondant à deux niveaux d'utilité d'un consommateur. U_0 est le niveau d'utilité initial et U_1 est le niveau d'utilité final (U_1 est évidemment préféré à U_0). Ces courbes représentent toutes les combinaisons possibles entre le bien d'environnement X_1 (sur l'axe horizontal) et tous les autres biens regroupés en un seul

bien X_0 (sur l'axe vertical) qui sont également désirables pour le consommateur. Puisque le bien X_1 n'a pas de prix, la droite de budget Z est horizontale [Faucheux et Noël 1995]. On suppose que le bien d'environnement est offert en quantité fixe Q_0 et que l'on veuille l'offrir en quantité Q_1 . Il y a alors déplacement sur la droite de budget du point A sur U_0 au point B sur U_1 . Cette augmentation de bien environnemental X_1 a pour effet d'augmenter le surplus du consommateur. Ce surplus est représenté par la somme des aires $b + c$ sous la courbe de demande marshallienne Dm (au quadrant inférieur). Mais comme nous l'avons déjà mentionné, la mesure marshallienne du surplus demeure une approximation de la vraie valeur de la variation de bien-être puisque cette mesure ne tient pas compte de l'effet revenu éventuel. Une mesure plus exacte de cette variation (i.e. qui compense cet effet revenu) peut être obtenue en demandant à un individu son consentement à payer pour être sûr que l'accroissement de quantité du bien X_1 se produise [Faucheux et Noël 1995]. C'est le cas 1 de la Figure 3.3. Ce CAP correspond à l'abandon du revenu BC qui est équivalent au prix des autres biens X_0 qui sont délaissés au profit du bien d'environnement X_1 . Notre consommateur passe donc du point B au point C sur sa courbe d'indifférence initiale U_0 avec une quantité supérieure de bien X_1 . Reportée au quadrant inférieur, cette mesure BC nous amène sur la courbe de demande compensée hicksienne Dh_0 et l'aire c devient la vraie mesure du surplus du consommateur.

Les analyses empiriques ont par ailleurs montré que l'effet revenu est généralement faible dans le cas de l'exploitation de nouvelles ressources naturelles. À cet effet, Willig (1976) suggère que lorsque l'effet revenu est inférieur à 0.05, les mesures marshalliennes deviennent alors une bonne approximation des mesures hicksiennes.

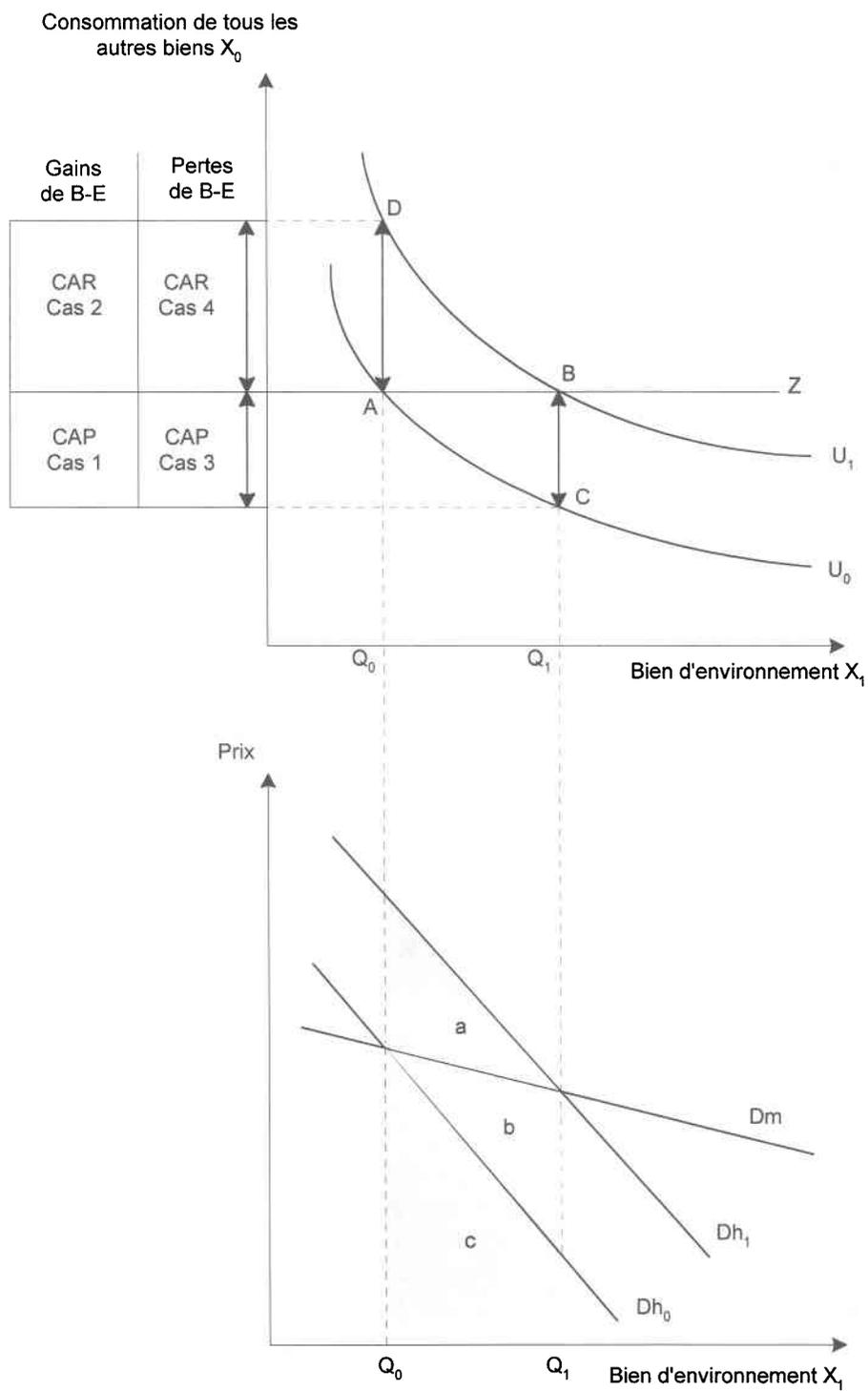


Figure 3.3 Surplus du consommateur, consentement à payer et à recevoir

Dans le cas où il y aurait une diminution de quantité de bien X_1 de Q_1 à Q_0 , notre individu passerait de B à A et par la suite de A à D pour revenir à son niveau final U_1 . AD serait le montant qu'il faudrait remettre à l'individu (c'est le consentement à recevoir) pour compenser sa perte de bien-être due à une diminution du bien d'environnement X_1 . C'est le cas 4 de la Figure 3.3¹². Reportée au quadrant inférieur, cette mesure AD nous amène sur la courbe de demande compensée hicksienne Dh_1 et la somme des aires $a + b + c$ devient la vraie mesure du surplus du consommateur qui est perdu. Dans le secteur des ressources naturelles renouvelables telles que l'eau souterraine, la variation compensatrice correspond à la somme d'argent maximale qu'un individu est prêt à dépenser pour bénéficier d'une augmentation de la qualité et/ou de la quantité de l'eau souterraine. C'est le consentement à payer. Cette mesure apprécie le changement en maintenant le niveau de bien-être (ou d'utilité) initial constant. La variation équivalente, quant à elle, correspond à la somme d'argent minimale qu'un individu désire recevoir pour compenser une diminution de la même quantité/qualité d'eau souterraine¹³. C'est le consentement à recevoir. Cette mesure apprécie le changement en maintenant le niveau de bien-être final constant. Dans le cas où le consommateur n'a pas la possibilité de choisir la quantité qu'il désire, et c'est souvent le cas des ressources collectives dont le gestionnaire est l'État, ces deux dernières mesures deviennent alors le surplus compensateur et le surplus équivalent. De façon simplifiée, il est reconnu que [Smith et *al.* 1986]:

$$SC < VC < SM < VE < SE$$

- où
- SC = surplus compensateur
 - VC = variation compensatoire
 - SM = surplus du consommateur marshallien
 - VE = variation équivalente
 - SE = surplus équivalent

¹² Les cas 2 et 3 représentent des situations particulières mais possèdent les mêmes valeurs monétaires que les cas 4 et 1 respectivement. Le lecteur pourra consulter Bateman et Turner (1993) dans [Faucheux et Noël 1995] pour plus d'informations.

¹³ Par exemple, suite à une catastrophe écologique où le responsable de cette catastrophe aurait à payer pour les dommages causés.

3.2 Optimalité hydrogéologique et économique

Les analyses effectuées dans le domaine de l'économie de l'environnement ont démontré que l'optimum biologique¹⁴ (ici hydrogéologique) est, dans la plupart des cas, différent de l'optimum économique. En effet, il peut être préférable en regard du bien-être collectif de continuer à polluer au-delà de la capacité d'assimilation du milieu [Pearce 1976].

3.2.1 Optimalité hydrogéologique

Le premier type d'équilibre des ressources concerne le niveau d'équilibre naturel mieux connu sous le nom de capacité support de l'environnement. Ce niveau d'équilibre est généralement atteint lorsqu'il y a absence d'activité de prélèvement. Il est admis qu'il existe un surplus de production qui peut être prélevé sans danger pour la pérennité de la ressource [Clark 1976]. Ce point est connu comme l'optimum physique d'exploitation que nous avons défini à la section 2.1.1. Ce concept s'inspire de la dynamique des ressources biologiques renouvelables telles que les eaux souterraines mais tient aussi compte de l'économie par les bénéfices qui seraient éventuellement tirés de l'exploitation de la ressource. Mais ce concept ignore totalement le «côté» coûts de l'analyse coûts bénéfices laquelle constitue l'outil par excellence pour une gestion optimale des ressources renouvelables. Ce qui peut être optimal en vertu du concept de l'optimalité hydrogéologique peut être loin de l'être du point de vue social [Clark 1976].

3.2.2 Optimalité économique

Le niveau optimal de qualité/quantité d'eau souterraine est obtenu lorsque la courbe des coûts marginaux rencontre celle des bénéfices marginaux (ou du consentement à payer marginal agrégé).

¹⁴ Par optimum biologique, on entend un certain niveau de pollution à partir duquel elle devient une nuisance ou encore à partir duquel le milieu n'a plus la capacité d'assimiler cette pollution.

On doit toutefois noter que le niveau de la ressource situé sur l'axe horizontal est en fait composé du niveau de qualité (en %) et du niveau de quantité (aussi en %) de la ressource. En d'autres termes, on est prêt à payer pour de la quantité mais aussi pour de la qualité d'eau souterraine¹⁵. L'intersection de la courbe des coûts et de la courbe des bénéfices marginaux est le point A de la Figure 3.4 où les conditions nécessaires pour maintenir un optimum de Pareto sont respectées. Ce niveau d'équilibre dans la fourniture d'un bien public est connu comme l'équilibre de Lindahl [Mitchell et Carson 1989]. Ce concept d'équilibre est équivalent à l'équilibre rencontré dans un marché où il n'y a que des biens privés.

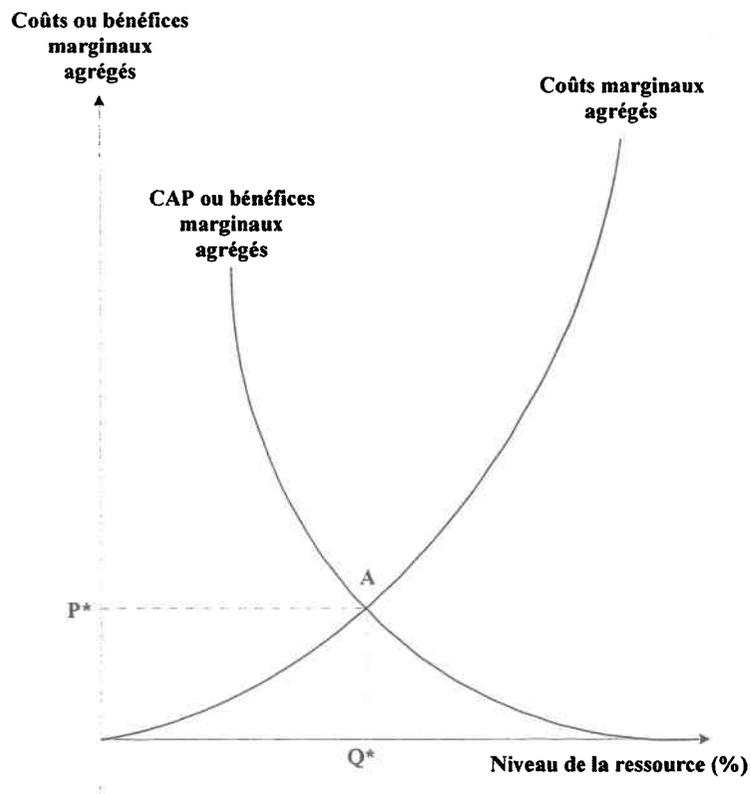


Figure 3.4 Coûts et bénéfices marginaux d'une politique de gestion des eaux souterraines au nord de Montréal

¹⁵ Nous traiterons, dans cette recherche, qualité et quantité comme une seule composante.

De façon plus concrète, l'équilibre de Lindahl nous indique le prix et le volume de la ressource pour lesquels les consommateurs obtiennent le plus de satisfaction et cet équilibre indique aussi au gestionnaire le niveau optimal de la ressource Q^* qu'il faut maintenir ainsi que la prix à payer P^* pour ce maintien. C'est donc à ce niveau Q^* qu'on est en présence de l'optimalité économique et comme discuté précédemment, ce niveau peut être différent du niveau optimal hydrogéologique. Les deux principales raisons pouvant expliquer cette différence sont: 1) L'optimalité économique tient compte des coûts de production tandis que l'optimalité hydrogéologique ignore cet aspect. Si, par exemple, les coûts marginaux agrégés étaient supérieurs à ceux représentés dans la Figure 3.4, la courbe de coûts se déplacerait vers la gauche et le niveau des ressources Q^* serait inférieur à ce qu'il est actuellement. 2) Le taux de prélèvement qui est pris en compte dans le recherche du rendement sécuritaire tient compte uniquement des valeurs d'usage (c'est-à-dire de la consommation). Or, comme nous le verrons au chapitre suivant, l'estimation de la demande ou des bénéfices relatifs à une ressource environnementale ne peut être envisagée sans évaluer les valeurs intrinsèques (ou valeurs d'usage passif).

Ainsi, une appréciation monétaire des bénéfices d'une politique de gestion des ressources en eaux souterraines apporterait un éclairage déterminant sur le niveau des ressources financières qu'il est raisonnable d'affecter et aussi sur le niveau des ressources qu'il est souhaitable de maintenir. Une telle appréciation est aussi valable pour évaluer le statu quo (ici la gestion publique) que pour tout autre scénario de politiques afin d'être en mesure de les comparer et ainsi de faire le meilleur choix.

3.3 Les sources de valeur

Les sources de valeur dont il est question dans ce chapitre font référence aux avantages ou aux bénéfices économiques qui sont estimés lors d'analyses coûts-avantages. Les bénéfices économiques représentent le gain monétaire relatif à l'ensemble des sources de valeurs prises en compte par les individus. Quoiqu'il existe encore de nombreux débats quant à la définition des sources de valeur et de la typologie proposée, il semble

se dégager le consensus suivant [Reveret et *al.* 1990] : la valeur économique totale (VET) est constituée des valeurs d'usage et des valeurs sans usage (ou intrinsèques)¹⁶. Ces valeurs qui sont à l'origine des bénéfices économiques sont représentées à la Figure 3.5.

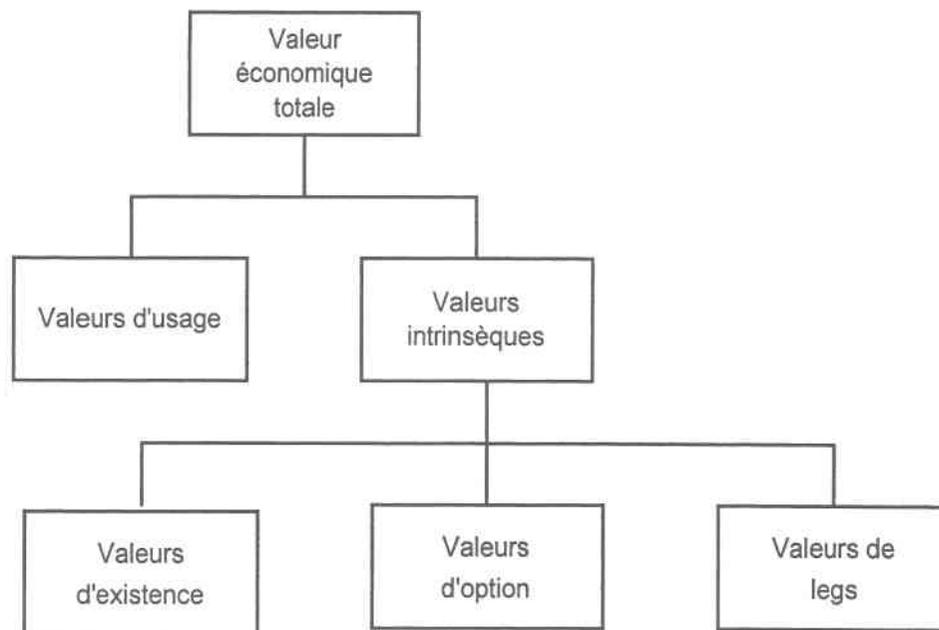


Figure 3.5 Valeurs économiques d'un bien environnemental

Afin de bien cerner toutes les composantes des mesures qui seront utilisées dans cette étude, il est nécessaire de définir chacune de ces sources de valeur. Tel que décrit par Boyle et Bishop (1987), les valeurs d'usage sont constituées des valeurs d'usage direct et des valeurs d'usage indirect.

¹⁶ Dans un rapport récent, Carson et *al.* (1994) ont évalué les dommages créés par l'Exxon Valdez. Ils ont mesuré les valeurs d'usage passif perdues. Cette expression nous apparaît plus appropriée que les valeurs intrinsèques.

Les activités récréatives ayant un contact direct avec les espèces animales et leur habitat sont des usages directs et s'effectuent directement sur le site. Les activités humaines relatives à un bien environnemental et qui s'effectuent à l'extérieur du site où se situe ce bien sont des usages indirects [Reveret et *al.* 1990]. Les activités audio-visuelles et la recherche scientifique font partie de cette catégorie. Quelques auteurs subdivisent les valeurs d'usage direct en deux catégories: les valeurs de consommation privative et non-privative. Cette notion de privation pour les usagers s'apparente à la caractéristique de «rivalité» des biens privés.

Les valeurs de consommation privative font référence aux activités d'extraction (chasse, pêche, pompage de l'eau) alors que les valeurs de consommation non-privative réfèrent aux activités de contact mais sans prélèvement (observation des oiseaux, canotage, randonnée). Cependant, certains auteurs considèrent ces dernières valeurs comme faisant partie des valeurs d'existence.

Les valeurs intrinsèques qui constituent la deuxième grande catégorie de la VET sont composées des valeurs d'existence, des valeurs d'option et des valeurs de leg. Les valeurs d'usage passif ou intrinsèques se définissent sur la base du motif de la conservation et de la préservation d'une ressource naturelle [Reveret et *al.* 1990]. Les valeurs d'existence correspondent à une préoccupation sociale très présente et sont relatives à la préservation d'une ressource naturelle. Les concepts de beauté, visibilité, d'unicité ou de diversité génétique sont tous reliés aux valeurs d'existence. Quant aux valeurs d'option¹⁷, Brookshire et *al.* (1986) les définissent comme étant la volonté de payer, pour préserver l'option d'utiliser personnellement, dans le futur, une ressource naturelle. Enfin, la valeur de légation ou d'héritage se rattache à l'importance qu'accorde un individu à la protection d'une ressource naturelle en regard de sa propre descendance. Il importe de noter que certains biens privés peuvent posséder une ou plusieurs composantes des valeurs intrinsèques.

¹⁷ Certains auteurs considèrent que les valeurs d'option font partie des valeurs d'usage.

Des études menées aux États-Unis semblent montrer que les valeurs intrinsèques peuvent s'avérer très élevées, jusqu'au double des valeurs d'usage [Barde 1992]. Dans une étude sur les dommages aux poissons d'eau douce causés par les pluies acides en Norvège, Strand (1981) évalue la valeur d'usage à un milliard de couronne¹⁸ et les valeurs intrinsèques à 1.5 milliards par an (le total étant équivalent à 1% du PIB). La Figure 3.6 illustre graphiquement ce qu'est la VET d'un bien.

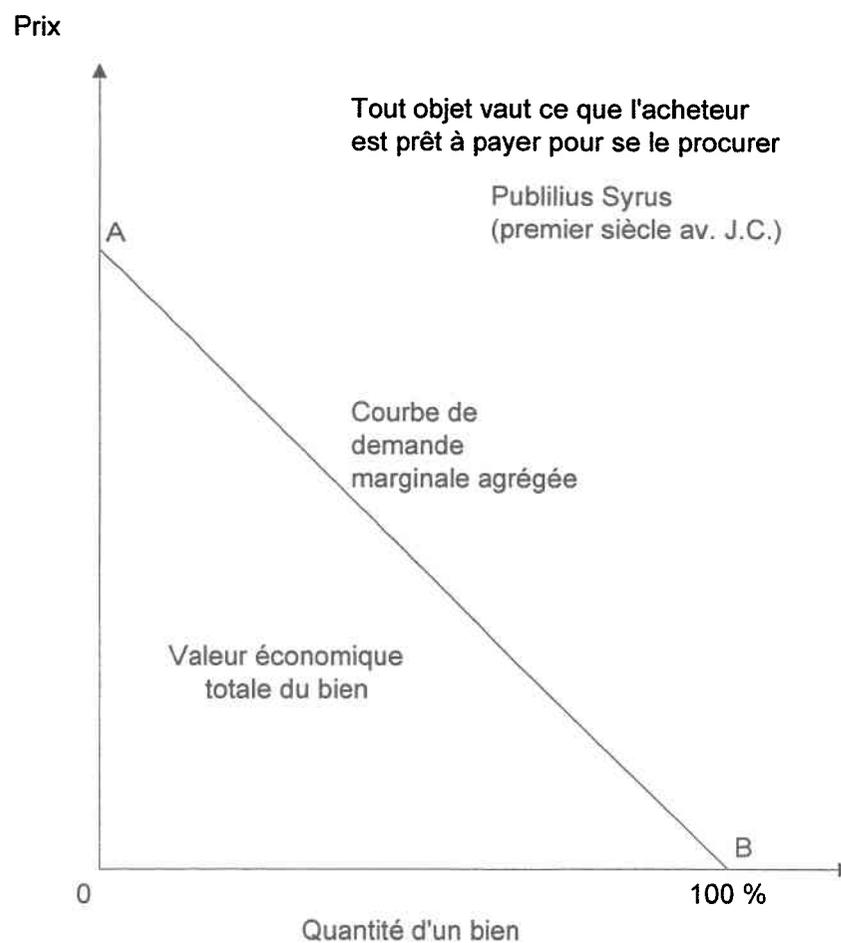


Figure 3.6 Valeur économique totale d'un bien

¹⁸ Une couronne est égale à 0.16 \$ US

Au point B, la quantité du bien est 100%¹⁹. Cette valeur correspond à la capacité de support K des nappes souterraines au nord de Montréal et on peut concevoir sur une base intuitive qu'il n'est pas possible pour l'État de produire une qualité/quantité d'eau souterraine supérieure à cette valeur. Ainsi, la valeur économique totale des eaux souterraines au nord de Montréal serait équivalente à la surface AOB si le niveau actuel des ressources était K. Pour estimer cette valeur, il faut évidemment connaître les estimateurs de la courbe de demande marginale agrégée (dans notre cas la droite AB).

La Figure 3.7 pourrait représenter la valeur économique totale (VET) des eaux souterraines au nord de Montréal dans l'état actuel des choses. Supposons par exemple que les ressources sont à 70% de la capacité support. La VET des ressources serait alors équivalente à la quantité représentée par les surfaces $a + b$. Cela suppose que l'on connaisse les paramètres de la courbe de demande AB et que le prix de la ressource soit P . Le coût total payé par les consommateurs pour utiliser cette ressource serait équivalent à b . Le surplus du consommateur représentant la vraie valeur (ou la valeur nette) de la ressource est équivalent à la quantité représentée par la surface a .

¹⁹ Il est aussi possible que les consommateurs ne soient plus prêts à payer (consentement à payer = à 0) pour des quantités inférieures à 100%.

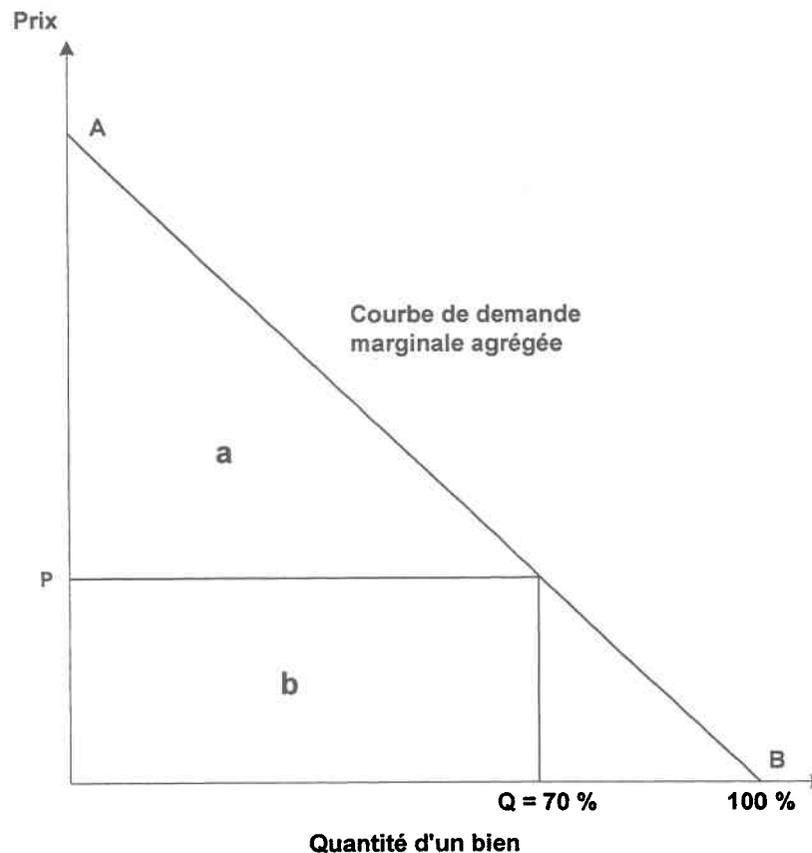


Figure 3.7 Valeur économique totale lorsque la quantité est inférieure à 100 %

3.4 La nature économique de la ressource

Qu'en est-il de la nature économique de la ressource eau souterraine (ressource unité) et de la ressource nappe aquifère (ressource système)²⁰? Tel que mentionné précédemment, les eaux souterraines et les nappes aquifères possèdent certaines caractéristiques des biens privés et certaines autres caractéristiques des biens publics. Afin de bien situer la vraie nature économique de nos ressources unités et ressources systèmes, il est nécessaire de définir bien public et bien privé. Un bien public est un bien dont tous les consommateurs bénéficient, en ce sens que la consommation du bien par

une personne ne diminue pas la consommation de ce même bien par les autres membres de la société [Gauthier et al. 1991]. C'est le principe de la non rivalité. La défense nationale est souvent mentionnée dans la littérature comme un bien public pur. Chacun le consomme en entier, il est donc indivisible. L'absence de rivalité s'applique aux biens publics à consommation obligatoire (par exemple la justice ou la défense nationale) et aux biens publics à consommation facultative (par exemple un parc national ou un musée). Dans le premier cas, dès que le bien est produit, tous le consomment. Dans le cas des biens publics à consommation facultative, dès que le bien est produit, chaque consommateur a le choix de le consommer ou de ne pas le consommer. Même s'il y a absence de rivalité, le consommateur peut être tenu de payer un prix pour l'usage de ce bien. On appelle alors ce type de biens: biens publics mixtes ou impurs. L'autre condition pour qu'il y ait bien public, c'est lorsqu'il est impossible d'exclure un individu de la consommation de ce bien. C'est le principe de non exclusion.

En contrepartie, un bien privé est un bien qui, une fois consommé par un individu, ne peut l'être par un autre individu [Gauthier et al. 1991]. On dit alors qu'il y a conflit (rivalité) entre les biens. L'autre condition pour qu'il y ait bien privé, c'est la possibilité d'exclure de la consommation de ce bien tout individu qui ne veut pas payer. C'est le principe d'exclusion.

Dans un tel cas, le mécanisme de prix (issu des forces du marché) permettra que l'allocation de ces biens se fasse de façon optimale parmi les consommateurs (les bonnes quantités aux bons individus) et que soit exclu tout individu qui n'est pas prêt à payer le prix du marché.

²⁰ Les mètres cube d'eau pompés de l'aquifère sont considérés comme des ressources unités tandis que les bassins d'eau souterraine sont des ressources systèmes [Ostrom 1990].

À partir des conditions de rivalité et d'exclusion, nous allons tenter de déterminer la nature économique de l'eau souterraine et des nappes aquifères au nord de Montréal. La ressource eau souterraine est un bien rival lorsqu'il est question d'usage direct et plus particulièrement de consommation privative. Un mètre cube d'eau pompée et consommée par un individu ne peut l'être par un autre individu. Pour les autres types d'usage (indirect et consommation non privative) et pour les usages "intrinsèques", l'eau souterraine est considérée comme un bien non rival. La caractéristique de rivalité s'applique donc à l'eau souterraine en certaines occasions seulement. Pour ce qui est de la deuxième condition, on pourrait poser la question suivante: Est-il possible d'exclure de la consommation d'eau souterraine un individu qui ne veut pas payer? La réponse est oui dans les mêmes conditions que la caractéristique de rivalité. Le système de droits d'usage (des propriétaires fonciers) est une façon d'exclure tout individu qui ne veut pas payer pour consommer cette ressource.

Quoiqu'en pratique, il puisse être difficile d'exclure totalement tous les individus qui ne paient pas, on peut affirmer que la condition d'exclusion s'applique à l'eau souterraine lorsqu'il y a usage direct et plus particulièrement lorsqu'il y a consommation privative. Dans les autres cas, cette condition d'exclusion n'est pas rencontrée. L'eau souterraine possède donc les deux caractéristiques d'un bien privé lorsqu'il y a consommation privative et possède les caractéristiques d'un bien public dans tous les autres cas. Il en est de même pour les nappes aquifères au nord de Montréal qui sont aussi des biens rivaux lorsqu'il y a consommation privative. Pour ce qui est des usages indirects et des usages passifs, les nappes souterraines au nord de Montréal sont des biens non rivaux et non exclusifs et possèdent donc les deux caractéristiques d'un bien public. Par conséquent, les nappes souterraines au nord de Montréal sont parfois un bien public et parfois un bien privé dépendant de l'usage qui en est fait. Mitchell et Carson (1989) désignent ce type de ressources collectives comme des biens semi privés. Bien que l'eau souterraine et les bassins d'eaux souterraines soient des biens semi privés, c'est l'État qui joue le rôle de producteur et doit, par conséquent, déterminer le point d'optimalité sociale en fixant la quantité optimale à offrir. Pour ce faire, le gouvernement est confronté au problème de déterminer les bénéfices marginaux sociaux pour ensuite les évaluer aux

coûts marginaux de production [Just et *al.* 1982]. Cela constitue un défi de taille pour le gouvernement, puisqu'il n'existe aucun marché spécifique à l'eau souterraine et aux nappes d'eaux souterraines et que, conséquemment, de nombreuses externalités existent. Ce dernier aspect fera l'objet de la prochaine section.

3.5 Les externalités

Comme la plupart des ressources naturelles, l'eau souterraine est considérée comme un bien environnemental non marchand. Elle est en fait considérée comme un bien public. Contrairement aux biens privés dont les prix s'expriment sur des marchés caractérisés par l'offre du producteur et la demande du consommateur, la plupart des biens environnementaux n'apparaissent pas dans ce système et ce qui ne passe pas par le marché n'est tout simplement pas pris en compte. Les eaux souterraines sont des ressources collectives sans droit de propriété, c'est-à-dire qu'elles appartiennent à tout le monde et à personne en même temps²¹. Et une richesse naturelle qui est gratuite pour tout le monde n'est valorisée par personne et donc gaspillée. Les biens environnementaux sont donc externes au marché et sont, de ce fait, caractérisés par des phénomènes qui peuvent influencer le comportement des agents économiques et affecter leur fonction d'utilité. Ces phénomènes économiques hors-marché portent le nom d'externalités et s'inscrivent dans le cadre de la théorie économique des biens publics où le resquillage (*free riding*) et la déresponsabilisation sont des caractéristiques des utilisateurs d'une ressource commune. De façon plus formelle, on est en présence d'externalités lorsqu'une action d'un agent économique affecte l'utilité ou les possibilités de production d'un autre agent économique et que cela n'est pas reflété dans le marché économique. Comme le monopole et les biens publics, les externalités sont considérées comme des défaillances de marché, c'est-à-dire des situations dont l'origine remonte souvent à la mauvaise définition des droits de propriété ou d'usage et où les mécanismes de marché ne parviennent pas à atteindre l'optimalité sociale.

²¹ L'absence de droits de propriété n'est pas un aspect intrinsèque des eaux souterraines, mais plutôt le résultat d'accidents politiques [Palda 1999].

Mais quelle est donc cette rationalité du resquilleur? On peut affirmer que généralement, un individu est prêt à payer pour un bien public s'il est assuré que tous les autres paieront leur juste part. Or, dans de grandes économies, il existe un mobile naturel de profiter d'un bien public (ou d'une ressource collective) sans en payer le prix véritable [Just et al. 1982]. Les raisons sont 1) qu'il est impossible d'exclure un individu de la consommation d'un bien public (dans notre cas, une ressource collective) 2) que cet individu ne perçoit pas toujours que ses actions puissent affecter l'ensemble du bien en question 3) et que puisque plusieurs ne paient pas leur juste part, notre individu n'est plus prêt à payer sa propre part. Devant ce constat, il peut être difficile pour le producteur²² d'un bien public de fixer le prix que doit payer chaque individu ainsi que la bonne quantité à produire.

Afin de bien comprendre ces concepts, considérons la Figure 3.8 qui est en quelque sorte une réplique de la Figure 3.4, mais dont la courbe de demande marginale agrégée a été décomposée en courbes de demande individuelle. Les axes horizontaux représentent la quantité de bien public et les axes verticaux représentent le prix marginal (bénéfice marginal ou coût marginal). On fait aussi l'hypothèse que l'économie est composée de deux individus et que leurs courbes de bénéfices marginaux retirés de la consommation du bien public sont D_1 à la Figure 3.8 (a) et D_2 à la Figure 3.8 (b). En supposant qu'une quantité q^* de bien public est produite, le bénéfice marginal dérivé de l'individu 1 est p_1 et le bénéfice marginal dérivé de l'individu 2 est p_2 et par conséquent le bénéfice marginal social est obtenu en additionnant verticalement ces deux derniers bénéfices (soit $p_1 + p_2$) tel qu'indiqué à la Figure 3.8 (c). Le point d'équilibre (le point a de la Figure 3.8 (c)) est obtenu en égalisant les coûts marginaux de production du bien avec les bénéfices marginaux sociaux dérivés de sa consommation.

²² L'État est généralement le producteur de biens publics puisqu'il serait non rentable pour l'entreprise privée de les produire.

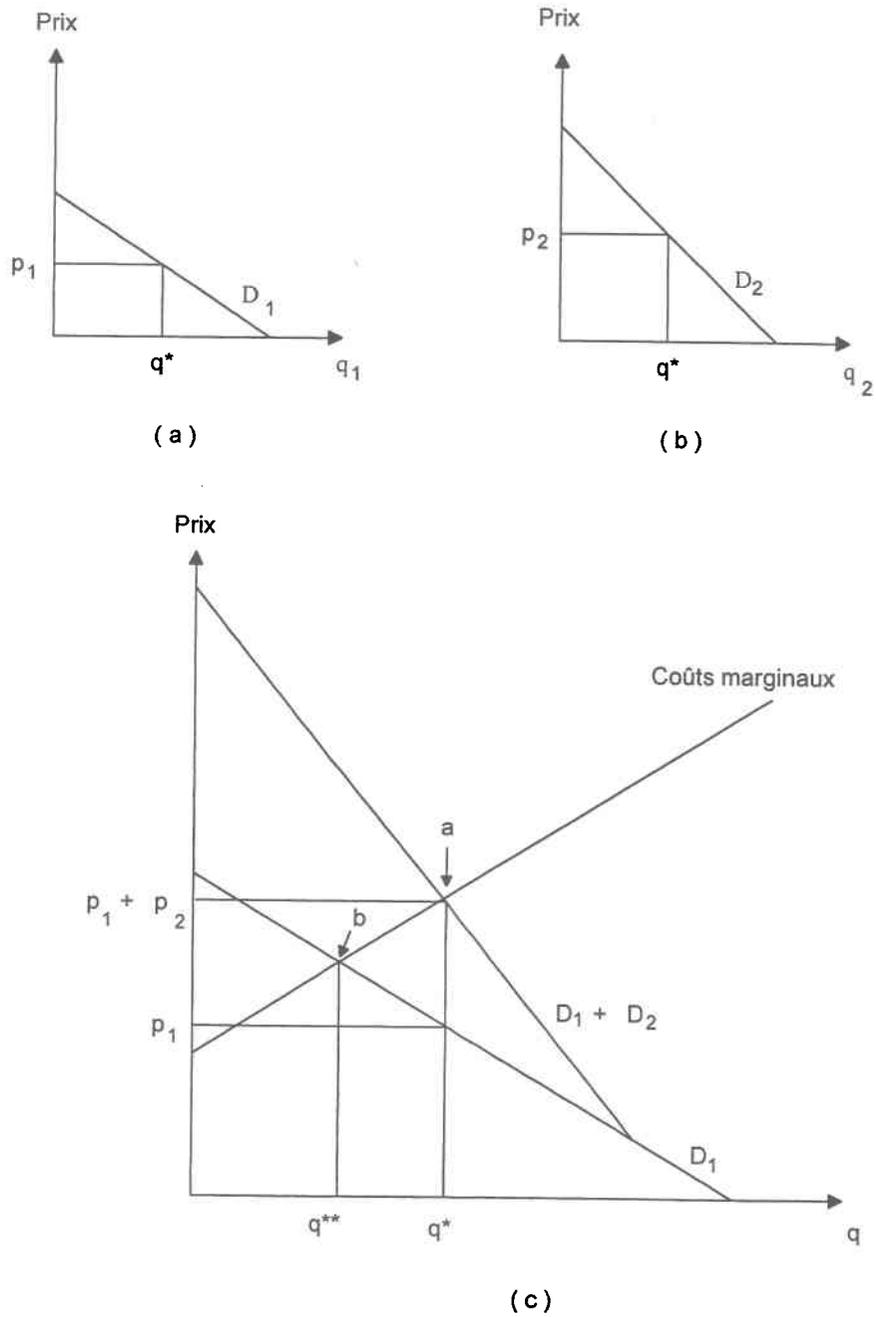


Figure 3.8 Recherche de l'optimalité sociale en présence d'externalités

La quantité optimale est donc q^* . En supposant que l'individu 2 décide d'être un resquilleur et de consommer le bien q sans en payer le prix, sa demande D_2 ne sera pas prise en compte par le marché et le point d'équilibre sera déplacé à b . La quantité d'équilibre qui devrait alors être produite est q^{**} . Comme nous l'avons déjà mentionné, il n'est donc pas facile pour le producteur d'une ressource collective de fixer la bonne quantité à produire puisque la connaissance des resquilleurs ou du niveau de resquillage est une tâche ardue. Dans un tel contexte, les vrais consommateurs peuvent s'attendre à subir des pénuries de ressources collectives et de façon générale, des pertes de bien-être pour la société sont enregistrées. Cela peut s'expliquer par le fait que le producteur fixe q^{**} comme quantité à produire puisqu'il ne perçoit pas la demande de l'individu 2 (un resquilleur) et qu'en fait le producteur devrait fixer q^* comme quantité à produire puisque l'individu 2 possède sa propre consommation même s'il est un resquilleur. La pénurie est donc de $q^* - q^{**}$. En présence de resquillage, les quantités produites sont généralement inférieures à ce qu'elles devraient être. Ces concepts liés au resquillage des ressources collectives terminent le chapitre 3 et nous conduisent à la formulation de l'hypothèse de recherche, la suite logique de notre analyse.



4. FORMULATION DE L'HYPOTHÈSE

L'hypothèse est définie comme une réponse anticipée à la question spécifique de recherche énoncée après avoir formulé le problème [Mace 1988]. L'hypothèse est aussi considérée comme la pierre angulaire de tout travail de recherche puisqu'elle est à la fois le résultat de la conceptualisation et le point de départ de la vérification. Devant l'importance qui est accordée à cette étape cruciale de tout travail scientifique, nous formulerons l'hypothèse suivante de façon à ce qu'elle soit plausible et vérifiable.

En s'appuyant sur une meilleure définition des droits d'usage, la connaissance et l'ampleur de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal justifieraient la mise en œuvre d'arrangements institutionnels visant une exploitation durable de la ressource.

Les arguments qui nous portent à croire que cette hypothèse peut être confirmée sont les suivants: 1) La demande des consommateurs non utilisateurs qui accordent une valeur intrinsèque (d'existence, d'option et de legs) à la ressource, n'est pas prise en compte dans le contexte actuel. L'impact le plus important que génère une telle situation est que le niveau d'équilibre actuel de la ressource est inférieur à ce qu'il devrait être. 2) La demande des resquilleurs serait prise en compte par le marché si le prix de la ressource était connu et si les droits d'usage étaient mieux définis. Par conséquent, le resquillage serait grandement réduit et le niveau d'équilibre de la ressource serait supérieur dans un tel contexte. 3) Le consentement à payer des consommateurs se révélerait supérieur dans un contexte de gestion «décentralisée» et par conséquent le volume d'équilibre ou l'optimum social serait supérieur.

Afin d'illustrer les implications de l'absence du marché des consommateurs non utilisateurs (visés par le premier argument) et des «consommateurs resquilleurs» (le deuxième argument), considérons la Figure 4.1.

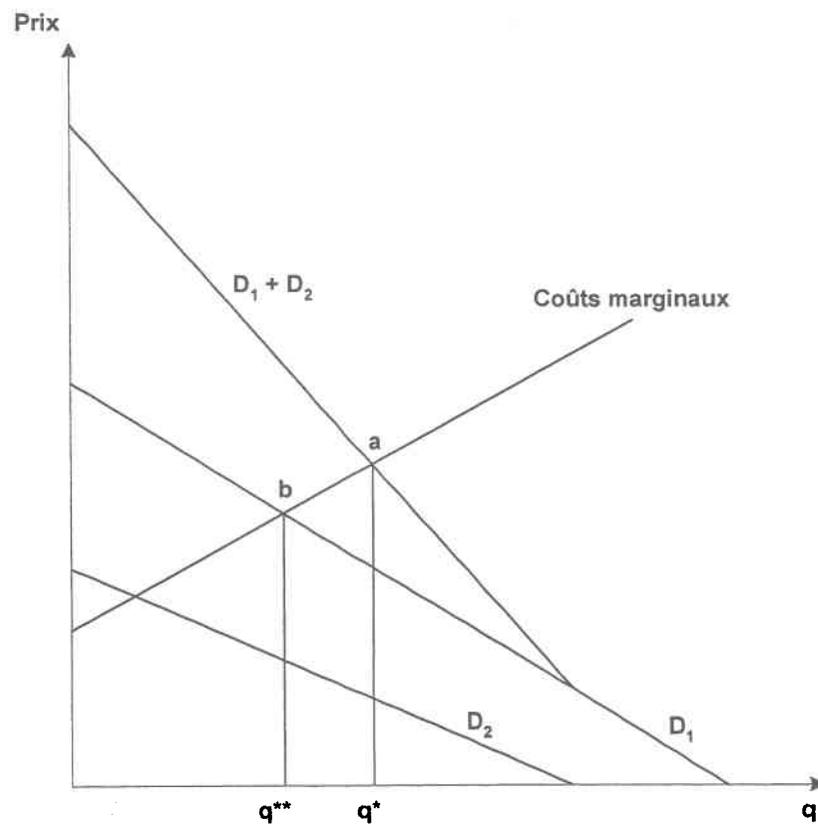
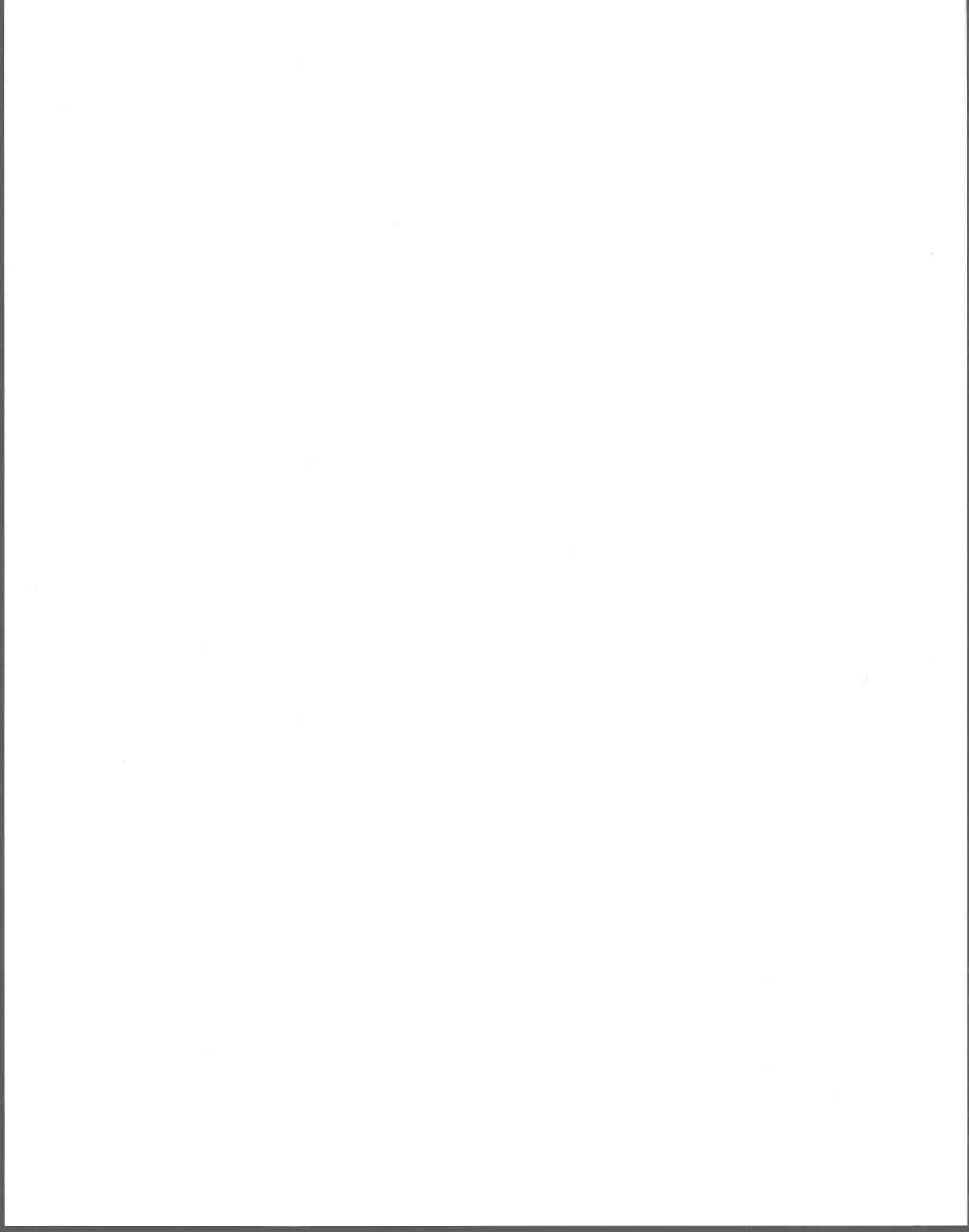


Figure 4.1 Sous optimalité du niveau des ressources en eaux souterraines

La demande D_2 peut être considérée comme le consentement à payer des consommateurs resquilleurs ou des consommateurs non utilisateurs qui accordent une valeur intrinsèque à la ressource ou encore D_2 peut être considérée comme l'agrégation de ces deux types de consommateurs. D_2 s'additionne à D_1 pour former la droite $D_1 + D_2$ et la quantité d'équilibre que le producteur devra alors offrir est q^* . Donc, en internalisant au marché les resquilleurs ou les consommateurs «à valeur d'usage passif» ou les deux types de consommateurs, la quantité d'équilibre à produire (q^*) sera supérieure à ce

qu'elle est présentement (q^{**}). Le troisième argument s'explique par le fait que le consommateur n'a pas la possibilité de choisir la quantité qu'il désire (le consommateur est obligé de consommer le bien environnemental). On rencontre ces situations principalement lorsque l'État fixe la quantité d'équilibre des ressources collectives. On dit alors que la souveraineté du consommateur n'est pas respectée. Just et *al.* (1982) ont montré graphiquement et de façon rigoureuse que toutes les quantités offertes dans ce contexte sont sous optimales.



5. DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Concernant le choix de la stratégie générale de vérification de l'hypothèse, Mace (1988) affirme que :

"On ne doit pas établir une hiérarchie entre les différentes stratégies de vérification de l'hypothèse : aucune n'est en elle-même meilleure ou pire que l'autre du point de vue de la recherche et de la connaissance scientifique... C'est en réalité la nature du sujet retenu et la façon dont on formule le problème de recherche qui détermineront la stratégie de vérification la plus appropriée..."

Comme stratégie générale de vérification de notre hypothèse, nous utiliserons un cadre d'analyse qui a été développé et expérimenté par des chercheurs de l'Agence de protection de l'environnement américaine [Boyle et Bergstrom 1994b]. Il s'agit du cadre d'analyse de l'évaluation des bénéfices économiques des ressources en eaux souterraines.

5.1 Le cadre d'analyse

La Figure 5.1 illustre les différentes étapes à suivre pour estimer la valeur économique de l'eau souterraine²³. Le but de l'analyse est de bien comprendre les changements produits ou proposés en regard de la ressource, et par la suite d'inférer ces changements aux services générés par cette ressource. Ce sont ces services que les individus valorisent. La réalisation des étapes du cadre d'analyse proposé mène à l'identification des données techniques nécessaires à l'évaluation économique de la ressource eau souterraine. La première étape consiste à réaliser l'étude de l'aquifère (boîte 1) afin de pouvoir estimer les niveaux actuels de qualité et de quantité (boîte 2). L'étape suivante consiste à identifier les facteurs qui affectent la ressource «sans» et «avec» la politique proposée (boîtes 3 et 4).

²³ La description des différentes étapes est essentiellement tirée du document préparé par Boyle et Bergstrom (1994b).

Ces facteurs sont estimés *a posteriori* et peuvent être les taux d'extraction, la réalimentation naturelle, la contamination naturelle (par exemple l'intrusion d'eau salée), la contamination d'origine anthropique (domestique, agricole, industrielle) ainsi que les politiques publiques relatives à la protection de la ressource et toute autre politique publique qui pourrait affecter en quantité ou en qualité l'eau souterraine. L'identification de ces derniers facteurs permet généralement de mesurer les niveaux d'eau de référence (sans politique) autant en quantité (X_0) qu'en qualité (Q_0) et les niveaux d'eau subséquents (avec politique) en quantité (X_1) et en qualité (Q_1) (boîtes 5 et 6). L'identification des niveaux de référence et subséquents permettent d'estimer les changements en quantité et en qualité d'eau souterraine ($X_0 - X_1$, $Q_0 - Q_1$) (boîte 7). La réalisation des étapes 1 à 7 concerne le travail des hydrogéologues quoique l'identification des politiques publiques affectant²⁴ la ressource (boîte 3 et 4) peut aussi être le fait des économistes et/ou des analystes en politiques publiques. L'étude réalisée par ces spécialistes doit être suffisamment fine pour permettre l'identification des changements dans les services rendus par l'eau souterraine (boîte 8).

La réalisation des étapes 1 à 7 représente un défi de taille et est nécessaire à l'estimation des valeurs économiques de la protection de l'eau souterraine. Le travail conjoint des hydrogéologues et des analystes en politiques publiques permet de faire le passage entre les changements des conditions de l'eau souterraine et les changements dans les flux de services. Il faut aussi noter que les services de référence et les services subséquents sont conditionnels aux niveaux des services substitués et complémentaires (S_0^s) (boîte 8).

²⁴ Les politiques publiques peuvent affecter la ressource à la hausse ou à la baisse. Par exemple, l'article 951 du Code civil du Québec qui stipule que le propriétaire du dessus est aussi propriétaire du dessous du terrain affecte probablement la ressource à la baisse.

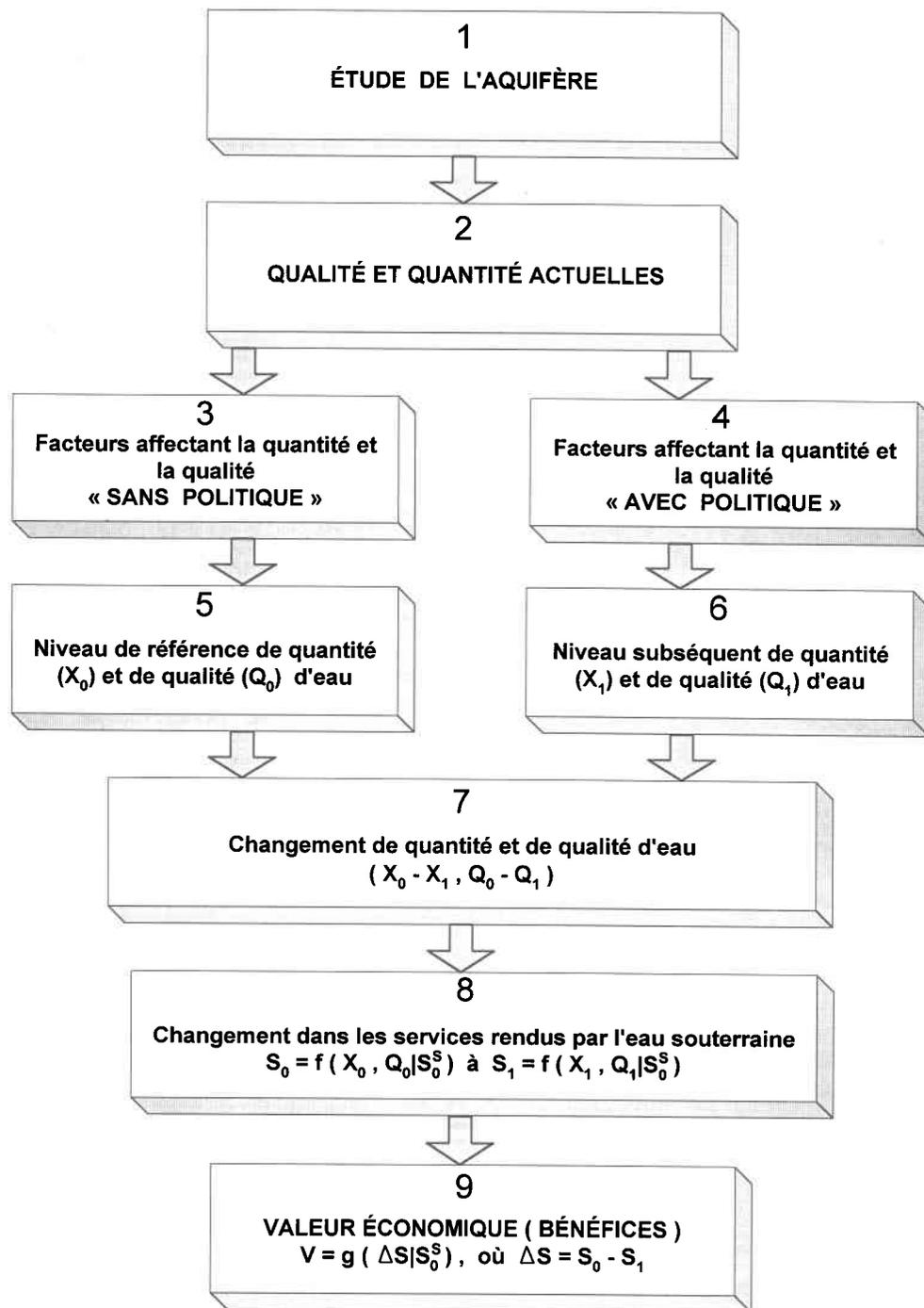


Figure 5.1 Étapes à suivre pour estimer la valeur économique de l'eau souterraine

Il est maintenant possible d'évaluer la valeur économique (i.e. le consentement à payer) comme une fonction du changement dans les services rendus par l'eau souterraine étant donné les niveaux de référence et subséquents de qualité et de quantité d'eaux souterraines et étant donné les services rendus par les substituts et compléments de la ressource eau souterraine (boîte 9). En bref, l'évaluation économique des ressources en eaux souterraines requiert que le processus soit réalisé en deux grandes étapes : 1) en établissant les liens formels entre les politiques proposés et les changements physiques (qualité, quantité) de l'eau souterraine (boîtes 1 à 7) et 2) en développant ces liens de telle sorte qu'il soit possible d'estimer la valeur économique de la politique en question (boîtes 8 et 9) .

5.2 Les services rendus par l'eau souterraine

Afin de mieux comprendre les liens entre les changements physiques (boîte 7), les changements dans les services rendus par l'eau souterraine (boîte 8) et les changements dans les valeurs économiques (boîte 9), il est nécessaire de pouvoir identifier les services potentiels que l'eau souterraine peut générer. On compte deux grandes catégories de services potentiels liés à l'eau souterraine. La première catégorie concerne les services rendus par l'aquifère qui est considéré comme une réserve d'eau (i.e. sans lien avec les eaux de surface). La deuxième catégorie concerne les services rendus par les eaux superficielles. On ne considère alors que la partie des services qui est équivalente à l'apport des eaux souterraines aux eaux de surface. En effet, l'eau souterraine alimente partiellement les eaux de surface et les milieux humides. De ce fait, il est raisonnable d'affirmer que l'eau souterraine contribue indirectement et partiellement aux services générés par les eaux de surface et les milieux humides. Le Tableau 5.1 qui a été développé par le groupe d'évaluation de l'eau souterraine de l'Agence de protection environnementale américain [Boyle et Bergstrom 1994b] montre les services potentiels générés par l'aquifère considéré comme une réserve d'eau. Les effets d'un changement dans le niveau des services sont listés dans la deuxième colonne. À la troisième colonne, on énumère les techniques d'évaluation pouvant être utilisées et qui permettraient d'estimer la valeur économique du changement décrit précédemment.

Tableau 5.1 Services rendus par l'eau souterraine [Boyle et Bergstrom 1994b]

| Services | Effets | Méthodes d'évaluation |
|--|---|--|
| Fournisseur d'eau potable | <p>Changement en bien-être dû à une augmentation ou une diminution de la disponibilité de l'eau potable.</p> <p>Changement dans la santé ou le risque à la santé humaine.</p> | <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / valeur des propriétés Transfert des bénéfiques</p> <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfiques</p> |
| Fournisseur d'eau pour l'irrigation des cultures | <p>Changement dans la valeur des produits agricoles ou dans les coûts de production</p> <p>Changement dans la santé ou le risque à la santé humaine.</p> | <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / valeur des propriétés Transfert des bénéfiques</p> <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfiques</p> |
| Fournisseur d'eau pour le bétail | <p>Changement dans la valeur des produits du bétail ou dans les coûts de production</p> <p>Changement dans la santé ou le risque à la santé humaine.</p> | <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / valeur des propriétés Transfert des bénéfiques</p> <p>Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfiques</p> |

| | | |
|---|---|---|
| Fournisseur d'eau entrant dans la production alimentaire | Changement dans la valeur des produits alimentaires ou dans les coûts de production | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / valeur des propriétés Transfert des bénéfices |
| | Changement dans la santé ou le risque à la santé humaine. | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfices |
| Fournisseur d'eau entrant dans la production d'autres produits manufacturés | Changement dans la valeur des produits manufacturés ou dans les coûts de production | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |
| Fournisseur d'eau entrant dans les systèmes géothermiques de production de chaleur | Changement dans les coûts liés à l'électricité. | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |
| Fournisseur d'eau entrant dans les systèmes de réfrigération | Changement dans les coûts liés à l'électricité. | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |
| Fournisseur d'eau comme support contribuant à prévenir l'affaissement des terrains | Changement dans les coûts privés ou publics d'entretien | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |
| Fournisseur d'eau comme milieu de réception des déchets issus de l'activité humaine | Changement dans la santé ou des risques à la santé humaine attribuable au changement de la qualité de l'eau souterraine | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfices |
| | Changement dans la santé ou des risques à la santé animale attribuable au changement de la qualité de l'eau souterraine | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Comportement de défense Transfert des bénéfices |
| | Changement dans la valeur des extrants économiques attribuable à l'utilisation de la ressource eau souterraine comme dépotoir à déchets | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |

| | | |
|--|--|---|
| Fournisseur d'eau de bonne qualité comme support aux organismes vivants | Changement dans la santé ou des risques à la santé humaine attribuable au changement de la qualité de l'eau souterraine | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Prix hédonique / Salaires Comportement de défense Transfert des bénéfices |
| | Changement dans la santé ou des risques à la santé animale attribuable au changement de la qualité de l'eau souterraine | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Comportement de défense Transfert des bénéfices |
| | Changement dans la valeur des extrants économiques ou des coûts de production attribuable au changement de la qualité de l'eau | Prix du marché / Fonction de demande Fonction de coûts. Coûts évités Évaluation contingente Transfert des bénéfices |
| Fournisseur des services reliés aux usages passifs (valeurs d'existence ou de leg, etc.) | Changement dans l'utilité personnelle | Évaluation contingente Transfert de bénéfices |

Nous avons déjà expliqué au début de la présente section qu'il existe deux grandes catégories de services potentiels liés à l'eau souterraine et que la deuxième grande catégorie concerne les services générés par les eaux superficielles et les milieux humides mais en ne tenant compte que de la partie de ces services qui est attribuable aux eaux souterraines. En fait, le pourcentage de contribution des eaux souterraines aux eaux de surface (ruisseaux, rivières, lacs et milieux humides) détermine le pourcentage des services attribuables aux eaux souterraines mais générés par les eaux de surface. L'évaluation de cette proportion est une activité difficile mais nécessaire afin d'éviter le double comptage des services rendus et conséquemment des valeurs économiques. Cette évaluation doit aussi tenir compte du fait que les eaux de surface contribuent aussi à la formation des eaux souterraines, mais dans une moindre proportion. En somme, une partie des services rendus par l'eau souterraine est attribuable aux eaux de surface.

La plupart des services rendus par l'eau souterraine le sont aussi par les eaux de surface. On note néanmoins quelques services supplémentaires qui sont spécifiques aux

eaux de surface. Ces services concernent essentiellement les activités récréatives et parfois commerciales de baignade, de pêche, de chasse et de navigation de plaisance. On constate aussi une augmentation croissante des activités d'observation le long des cours d'eau.

D'un point de vue hydrogéologique, les services rendus par l'eau souterraine et les eaux de surface sont fortement interreliés. En raison des difficultés d'estimation de cette interrelation, nous ferons abstraction de ces liens formels. En fait, nous estimerons la valeur économique des services rendus par l'aquifère considéré comme une réserve d'eau sans lien avec les eaux de surface et de plus nous ignorerons les services rendus par les eaux de surface.

5.3 Stratégies disponibles et choix d'une stratégie efficace

Le processus décisionnel est dit rationnel lorsqu'il compare les avantages et les inconvénients de l'action envisagée et que le choix final est inspiré de cette comparaison. Les stratégies ou techniques généralement utilisées lors de ce processus sont l'analyse coût-avantage (ACA), l'analyse coût-efficacité (ACE), l'analyse multi-critères (AMC), l'analyse risque-avantage (ARA), l'arbre de décision (AD), l'étude d'impact sur l'environnement (EIE, lorsqu'il s'agit de biens environnementaux). Pour ce qui est d'estimer laquelle de ces méthodes est la plus appropriée, Pearce et Markandya (1989) affirment que:

"La plupart des discussions sur les règles de décision n'ont pas lieu d'être. Ces règles reflètent des contextes pratiques différents plus qu'elles ne rivalisent entre elles. Le risque et l'incertitude sont intégrés dans les règles de l'analyse coûts-avantages et de l'analyse coûts-efficacité. Le choix de la procédure dépend pour l'essentiel des problèmes pratiques de la valorisation monétaire des avantages."

L'ACA est la seule technique qui tient compte de l'échelle des valeurs implicites ou

explicites dans le choix que font les individus. Les autres techniques font plutôt appel au jugement d'experts ou de ceux qui ont à décider en dernier ressort [Pearce et Markandya 1989]. En raison de la nature de notre problématique, nous choisissons comme stratégie efficace, l'analyse coût-avantage.

5.4 L'analyse coûts-avantages

L'ACA mesure les coûts et les avantages d'une mesure, d'une action ou d'une politique. Puisque les coûts des ressources utilisées s'expriment en termes monétaires, la mesure des avantages est aussi monétaire. Il n'est toutefois pas nécessaire que tous les coûts et tous les avantages soient exprimés en terme monétaire [Pearce et Markandya 1989]. Selon l'ACA, une politique est souhaitable si :

$$ANS = A - C > 0$$

où ANS est l'avantage net pour l'ensemble de la société, A sont les avantages et C les coûts. L'ACA incorpore la valeur sociale de l'amélioration d'une situation suite à l'application d'un programme. C'est en quelque sorte la reconnaissance par l'ensemble de la société que cette valeur (les avantages) est bien réelle. De façon plus concrète, les avantages correspondent à la somme de tous les consentements à payer des individus qui bénéficient d'une amélioration de leur bien-être suite à l'application d'une politique. Dans le cas où, après analyse, on constaterait un inconvénient (Inq) non quantifiable (en monnaie), on suggère de procéder de la façon suivante: $ANS = A - C - Inq > 0$. Puisque A et C sont monétarisables, on aura $ANS = xM \$ - Inq > 0$ ou encore $xM \$ > Inq$. On peut procéder de la même façon pour les avantages non monétarisables de telle sorte que tous les avantages et tous les inconvénients sont pris en compte lors de la prise de décision. De plus, l'ACA intègre la notion de probabilité lors de l'estimation des avantages²⁵ et des coûts.

²⁵ Le consommateur évalue implicitement un facteur de probabilité de bénéficier d'avantages lors de l'estimation de son consentement à payer.

5.5 Choix des techniques de collecte de l'information

Il existe différentes méthodes pour estimer la valeur d'un bien environnemental non marchand. Ces méthodes permettent aussi d'estimer la valeur d'une politique publique qui viserait à augmenter la qualité ou la quantité de ce bien. Ces méthodes sont donc relatives à l'estimation des bénéfices ou des avantages que la société retire de la politique actuelle ou d'une éventuelle politique qui touche des biens qui ne se transigent pas sur le marché économique. Cette estimation se fait généralement dans le cadre d'une ACA et cela implique qu'une estimation des coûts doit aussi être faite. Nous ferons donc l'analyse (avantages et inconvénients) de chacune de ces méthodes. Les méthodes d'estimation des bénéfices environnementaux peuvent être classifiées en deux grandes catégories : les méthodes indirectes et la méthode directe.

Les premières prennent racine dans les comportements économiques des individus (*ex post*) tandis que la seconde évalue des intentions d'avoir de tels comportements (*ex ante*). Parmi les méthodes indirectes, on retrouve celles qui sont relatives à des marchés de substitution et il y a aussi celle qui consiste à monétariser les dommages physiques. Les marchés de substitution font référence à des comportements économiques qui reflètent indirectement le consentement à payer des individus, puisque le marché ne permet pas une évaluation spontanée des valeurs environnementales. Les principaux marchés substitués sont 1) les dépenses de protection, 2) les prix hédonistes et 3) le coût du trajet. La méthode directe est identifiée comme la méthode d'évaluation contingente. La Figure 5.2 illustre ces différentes méthodes d'évaluation des bénéfices environnementaux. De plus, une nouvelle méthode appelée «transfert des bénéfices» a récemment été proposée. Bien que les applications à l'aide de cette méthode soient peu nombreuses, les résultats obtenus jusqu'à maintenant semblent prometteurs. Cette méthode permet d'évaluer les bénéfices environnementaux d'une région à partir de données d'une autre région.

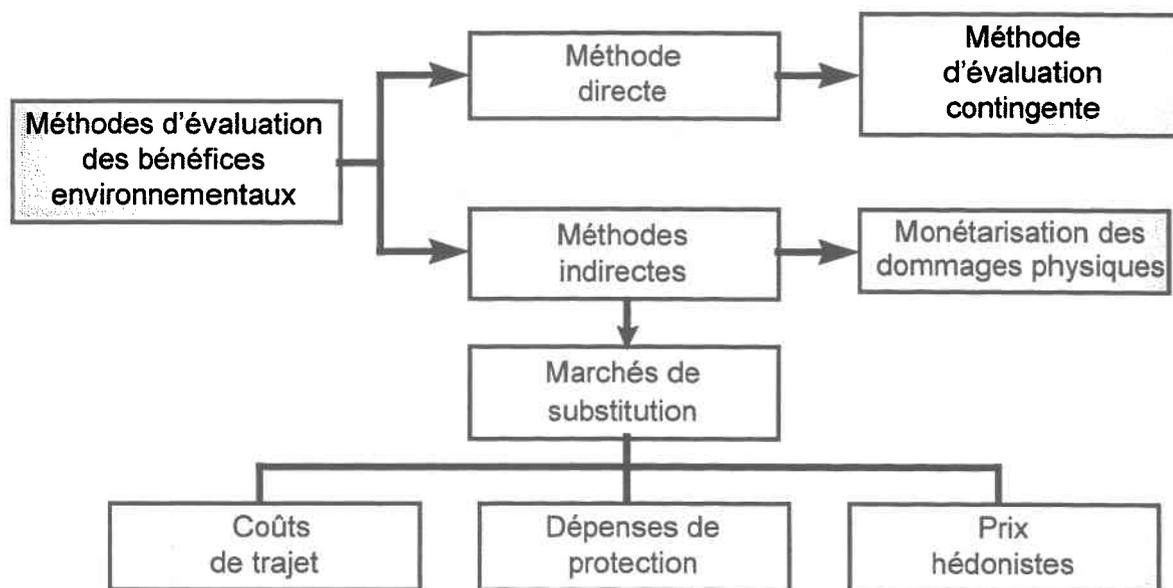


Figure 5.2 Méthodes d'évaluation d'un bien environnemental

Les dépenses de protection

Les dépenses de protection sont une expression du consentement à payer des individus pour se protéger de certaines formes de pollution. La pollution de l'eau, atmosphérique et par le bruit constituent les principaux types de pollution qui peuvent être traités par cette méthode. Certains matériaux (par exemple le zinc ou l'acier des bâtiments) peuvent être endommagés par des polluants acides (généralement des composés sulfureux) contenus dans l'air. Il s'agit dans un premier temps de déterminer la relation fonctionnelle entre le polluant et la détérioration des matériaux et d'évaluer par la suite le prix à payer pour rétablir le bien touché à son état initial. Starkie et Johnson (1975) ont développé cette méthode pour évaluer le coût social relié à la pollution par le bruit dans le voisinage de l'aéroport de Londres-Heathrow. Cette méthode a l'avantage d'être facile à appliquer pour ce qui est du consentement à payer des individus. Par contre, la définition de la relation fonctionnelle (relation dose-réponse) peut poser certaines difficultés. Par exemple, comment peut-on être certain que la détérioration est due uniquement aux composés sulfureux? D'autres composés peuvent quelquefois intervenir et présenter des

effets synergiques. Les valeurs d'usage passif ne sont pas comptabilisées dans les dépenses de protection. Cela constitue un inconvénient majeur surtout lorsqu'il s'agit d'évaluer les dommages à des monuments historiques.

La méthode des coûts évités

Quoique cette méthode puisse être apparentée à des dépenses de protection, nous la considérerons comme une méthode distincte mais faisant partie des marchés de substitution. La méthode des coûts évités estime les coûts que les individus et les entreprises auraient à encourir (ou encourrent actuellement) en l'absence d'un programme de protection d'un bien environnemental, par exemple l'eau souterraine. Ces coûts pourraient être reliés, par exemple, à un système de traitement de l'eau, à l'achat d'eau embouteillée comme substitut, aux frais médicaux relatifs aux maladies causées par l'absorption d'eau contaminée, etc. L'implantation d'un programme de protection des eaux souterraines ferait en sorte que les coûts énumérés précédemment seraient évités. Ils sont donc considérés comme les bénéfices du programme.

La méthode des prix hédonistes

La valeur d'un bien immobilier (maison et/ou terrain) est déterminée par ses caractéristiques matérielles intrinsèques mais aussi par ses caractéristiques environnementales (accessibilité, école, niveau de pollution, etc). La valeur d'un logement sera plus faible dans une zone à forte pollution atmosphérique plutôt que dans une zone non polluée. De nombreuses études ont été réalisées à l'aide de la méthode des prix hédonistes et ont été appliquées surtout à la pollution atmosphérique et au bruit [Pearce et Markandya 1989]. La relation entre le prix d'une propriété et la qualité environnementale peut être établie au moyen de séries chronologiques qui permettent de considérer l'évolution des prix d'un certain nombre de résidences en fonction de l'évolution d'indicateurs de qualité environnementale [Reveret et *al.* 1990]. L'écart observé entre la valeur d'une propriété située dans un endroit tranquille et la valeur d'une autre propriété dans un secteur bruyant correspond à une partie de la valeur de la tranquillité. La somme de tous les écarts équivaut à la valeur totale de la tranquillité. De nombreux problèmes sont reliés à la méthode des prix hédonistes. On pourrait d'abord mentionner

que cette méthode repose sur l'acceptation implicite que les droits initiaux sur l'environnement ont été attribués aux pollueurs [Reveret et al. 1990]. L'écart entre les deux propriétés mesure donc le consentement à payer (CAP) des «victimes» de la pollution. À l'inverse, si un environnement non pollué était considéré comme un acquis distribué à tous les membres de la société, le consentement à payer deviendrait alors le consentement à accepter (CAA) en compensation des dommages subis et mesurerait aussi la valeur totale de la tranquillité. Or, les analyses empiriques nous apprennent que le CAA est généralement plus élevé que le CAP. C'est donc dire que dans l'état actuel des choses, on sous estime le prix de l'aménité (tranquillité).

La méthode des coûts de trajet

Cette méthode repose sur l'analyse du comportement du consommateur sur le marché des dépenses de déplacement pour se rendre sur un lieu de loisir (rivière, lac...) et y pratiquer une activité de plein air telle que la pêche, la natation ou autre. Le consentement à payer (à engager des dépenses) pour pratiquer un sport sur un site pollué (ou un site dépourvu de poissons) sera moindre que sur un site non pollué. Un changement de la qualité environnementale entraîne donc un changement dans le consentement à payer. On peut dès lors évaluer la demande d'un individu pour un certain type d'activité en fonction du niveau de pollution. La méthode des coûts de trajet ne mesure que les bénéfices qui sont relatifs aux utilisateurs directs (par exemple les pêcheurs) et de ce fait, ne prend en compte qu'une partie de la valeur économique totale d'un bien environnemental. En effet, de nombreux individus (autres que les pêcheurs) seraient prêts à payer pour une augmentation du niveau de population d'une espèce halieutique. Toutefois, des études ont montré que les bénéfices relatifs aux pêcheurs sont composés en partie de valeurs d'usage et en partie de valeurs intrinsèques.

Monétarisation des dommages physiques

Cette méthode basée sur les relations dose-réponse mesure d'abord les dommages physiques à un bien ou à la santé. Il s'agit en premier lieu d'estimer une fonction non monétaire des dommages et de procéder par la suite à une évaluation monétaire. La fonction de dommages permet de déterminer la variation du volume de production

attribuable à la pollution ou à la modification de l'écosystème touché [Reveret et *al.* 1990]. Cette première étape, qui est généralement réalisée par des spécialistes des «sciences de la nature», fait l'objet de nombreuses critiques. Parmi ces critiques, on doit noter le manque de connaissances des phénomènes de synergie de certains polluants. Il y a aussi la difficulté de recréer dans un cadre expérimental les conditions réelles du phénomène étudié. Ces difficultés limitent la portée de la deuxième étape qui consiste à évaluer les coûts reliés aux dommages ou encore les bénéfices d'une réduction des émissions polluantes. De nombreuses études ont toutefois été réalisées à l'aide de cette méthode. Par exemple, Koop et Krupnick (cité dans Reveret et *al.* (1990)) ont cherché à évaluer les bénéfices sous forme d'augmentation de la production agricole suite à une réduction de 10% de la concentration d'ozone.

La méthode d'évaluation contingente

Cette méthode évalue directement le consentement à payer (ou à accepter) des individus pour une augmentation ou une diminution de l'offre d'un bien environnemental pour lequel il n'y a pas de marché économique. Il s'agit en fait de simuler un marché comme s'il existait; d'où la notion de marché hypothétique ou contingent. L'application de cette méthode se fait au moyen d'enquêtes et/ou de questionnaires et fait appel à l'opinion des répondants plutôt qu'à leurs comportements. Pearce et Markandya (1989) définissent un marché contingent comme étant le bien environnemental à évaluer mais aussi comme le contexte institutionnel dans lequel ce bien serait fourni et la façon dont il serait financé. La méthode d'évaluation contingente (MÉC) a l'avantage d'être applicable à presque toutes les problématiques environnementales. C'est aussi celle qui permet d'évaluer toutes les sources de valeur, y compris les valeurs d'usage passif (d'existence, d'option et de legs) qui sont relatives aux non utilisateurs. Cela est particulièrement important puisque de nombreuses études ont tenté de démontrer que les valeurs intrinsèques sont souvent supérieures aux valeurs d'usage. Tel que discuté auparavant, Strand (1981) a montré, lors d'une étude sur les dommages aux poissons d'eau douce causés par les pluies acides en Norvège, que les valeurs d'usage passif seraient 1.5 fois supérieures à la valeur d'usage. Au cours des 15 dernières années, la méthode s'est considérablement développée notamment comme méthode d'évaluation des dommages devant les

tribunaux. Par exemple, la Cour Suprême des États-Unis a reconnu la validité de cette méthode lorsque des économistes ont tenté de monétariser les dommages créés par le pétrolier Exxon Valdez (1989). Des compensations de l'ordre de 5 milliards de dollars U.S. ont récemment été versées aux pollués (pêcheurs, résidents et gouvernement de l'Alaska) par les pollueurs (Exxon) et ceci suite à une vaste enquête dans le cadre de l'application de la méthode d'évaluation contingente [Carson et al. 1994].

Le principal problème que l'on rencontre lors de l'application de la MÉC est de s'assurer que les individus sont incités à dire la vérité. Bien que cette méthode puisse capturer toutes les sources de valeur, elle n'en présente pas moins de nombreux biais potentiels. Afin de minimiser leurs effets, on doit tenir compte de ces sources potentielles de biais lors de la conception du questionnaire et de la réalisation du sondage [Mitchell et Carson 1989]. Par ailleurs, un groupe d'experts [Arrow et al. 1993] a été mandaté par la Cour Suprême des États-Unis pour élaborer les lignes directrices d'une application de la MÉC selon les règles de l'art.

Notre choix, deux méthodes

Afin d'être en mesure de comparer les résultats de l'évaluation de différents scénarios de politiques, nous comptons utiliser deux des précédentes méthodes. Quoique très controversée, la méthode d'évaluation contingente sera notre premier choix. Cette dernière méthode fait actuellement l'objet de nombreuses critiques et, de ce fait, son utilisation nous fait participer à un débat d'actualité qui ne peut être que bénéfique pour l'avancement des connaissances. De plus, une seule application sérieuse de cette méthode [Michaud 1995] a été réalisée au Québec et cela constitue une raison supplémentaire pour justifier notre choix. La méthode des coûts évités constitue notre deuxième choix puisqu'elle est naturellement basée sur les comportements économiques des individus et que les données de coûts sont souvent faciles à obtenir [EPA 1993]. Nous comptons donc réaliser une enquête économique auprès d'un échantillon de la population au nord de Montréal afin d'obtenir les données nécessaires à l'utilisation efficace de ces deux méthodes.

5.5.1 Méthode d'évaluation contingente

Il est important de noter que ce qui est mesuré, lors d'une application de la MÉC, correspond à une valeur reliée à l'attitude (on parle aussi de sondage d'opinion ou d'intention) des répondants. Or, des études effectuées par des économistes et des psychologues [Thayer 1981; Randall 1974; Fishbein 1975 cité dans Gauthier et Rochon 1991] ont montré un lien significatif entre l'attitude et le comportement. En effet, l'attitude est définie comme une croyance chargée d'émotion qui prédispose à un comportement dans un type particulier de situations sociales [Triandis 1971 cité dans Gauthier et Rochon 1991]. Le meilleur «indicateur avancé» du comportement d'un individu serait donc son intention d'avoir ce comportement.

De façon plus pratique, les mesures qui sont obtenues par la méthode d'évaluation contingente peuvent être représentées comme la différence entre deux fonctions de dépenses. En effet, ce qu'un individu est prêt à dépenser pour un bien quelconque (par exemple une augmentation de 20% de la qualité de l'eau souterraine) peut être considéré comme sa demande pour ce bien. Sa courbe de dépenses deviendrait donc sa courbe de demande. En accord avec la théorie du consommateur [Deaton et Muellbauer 1980], la fonction de dépenses est une des quatre façons de représenter le problème de la maximisation de l'utilité du consommateur [Mitchell et Carson 1989]. La forme générale de cette fonction est :

$$e(p, q, U) = Y \quad (5.1)$$

où p est un vecteur de prix, q est un vecteur de ressources collectives déjà fixées, U est un niveau d'utilité et Y est le montant minimum de revenu nécessaire pour maintenir les vecteurs de prix et de ressources à un certain niveau d'utilité.

Si p_0, q_0, U_0, Y_0 représentent le niveau initial de chacune de ces variables et p_1, q_1, U_1, Y_1 représentent le niveau final, on peut alors représenter le surplus compensateur SC par :

$$SC = [e(p_1, q_1, U_0) = Y_1] - [e(p_0, q_0, U_0) = Y_0] \quad (5.2)$$

$$SC = Y_1 - Y_0$$

Pour un changement discret de qualité/quantité de ressources, la méthode d'évaluation contingente permet d'obtenir la mesure hicksienne appropriée sans avoir à estimer directement une courbe de demande marshallienne ou une courbe de demande compensée hicksienne [Mitchell et Carson 1989]. Avec quelques valeurs discrètes de consentement à payer correspondant à quelques changements de qualité/quantité de ressources offertes, il est possible de construire une courbe de consentement à payer total telle qu'illustrée à la Figure 5.3.

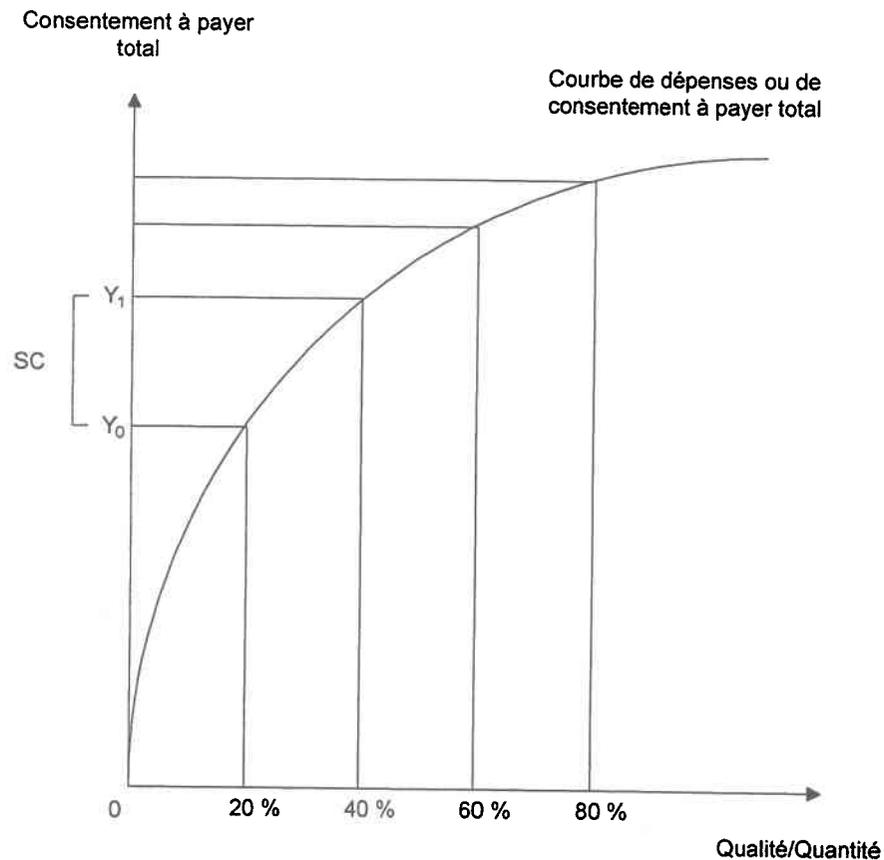


Figure 5.3 Consentement à payer total

Afin d'être en mesure d'estimer de petits changements du niveau de l'offre de la ressource collective q , il est nécessaire d'établir une équation qui mettrait en relation le consentement à payer marginal et la quantité q . On veut alors estimer les paramètres de la fonction de demande compensée hicksienne inverse :

$$\Pi(p, q, T, U_i) \quad (5.3)$$

où p est un vecteur de prix pour des biens privés X , q est le niveau de bien public, T est un vecteur de variables de préférence, et U_i est le niveau d'utilité qui doit être gardé constant.

La mesure du surplus compensateur hicksien (SC) est définie par l'équation suivante:

$$SC = \int_{q_0}^{q_1} \Pi (p, q, T, U_0) dq \quad (5.4)$$

où q_1 est préféré à q_0 . La fonction de demande hicksienne (équation (5.3)) est la dérivée de la fonction de dépenses ou du consentement à payer total (équation (5.2)). C'est donc dire que l'équation (5.2) est équivalente à l'équation (5.4). Mitchell et Carson (1989) suggèrent de demander aux répondants, lors du sondage, d'évaluer (en terme monétaire) un changement de qualité/quantité en bas et un changement de qualité/quantité en haut du changement d'intérêt. Par exemple, il s'agirait d'évaluer le CAP pour passer de 20% à 40% et de 20% à 80% si le changement d'intérêt est de passer de 20% à 60% de qualité/quantité d'eau souterraine. Les bénéfices ou avantages de passer d'une qualité/quantité d'eau de 20% à une qualité/quantité de 60% sont illustrés à la Figure 5.4. C'est la quantité obtenue à partir de l'équation (5.4) et représentée par les surfaces $a + b$.

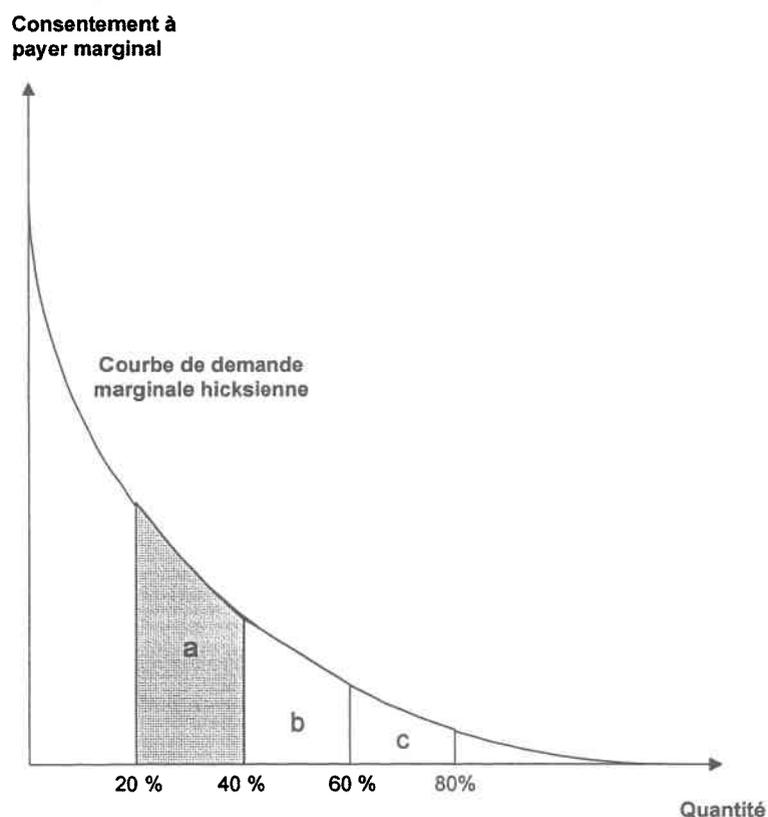


Figure 5.4 Demande compensée hicksienne inverse

Mais il y a d'autres avantages de connaître cette courbe de demande marginale hicksienne et le plus grand est sûrement de pouvoir la comparer à la courbe des coûts marginaux de la mise en oeuvre d'une politique qui permettrait d'augmenter l'offre d'un bien de q_0 à q_1 et ainsi d'estimer la production optimale Q^* à maintenir. La Figure 5.5 illustre la relation coûts totaux - coûts marginaux et la relation coûts marginaux - consentement à payer marginal. La construction d'une courbe des coûts totaux et de sa dérivée (la courbe des coûts marginaux) est possible seulement si la disponibilité et la qualité des données le permettent. Nous sommes en quelque sorte dépendants de ces deux caractéristiques relatives aux données.

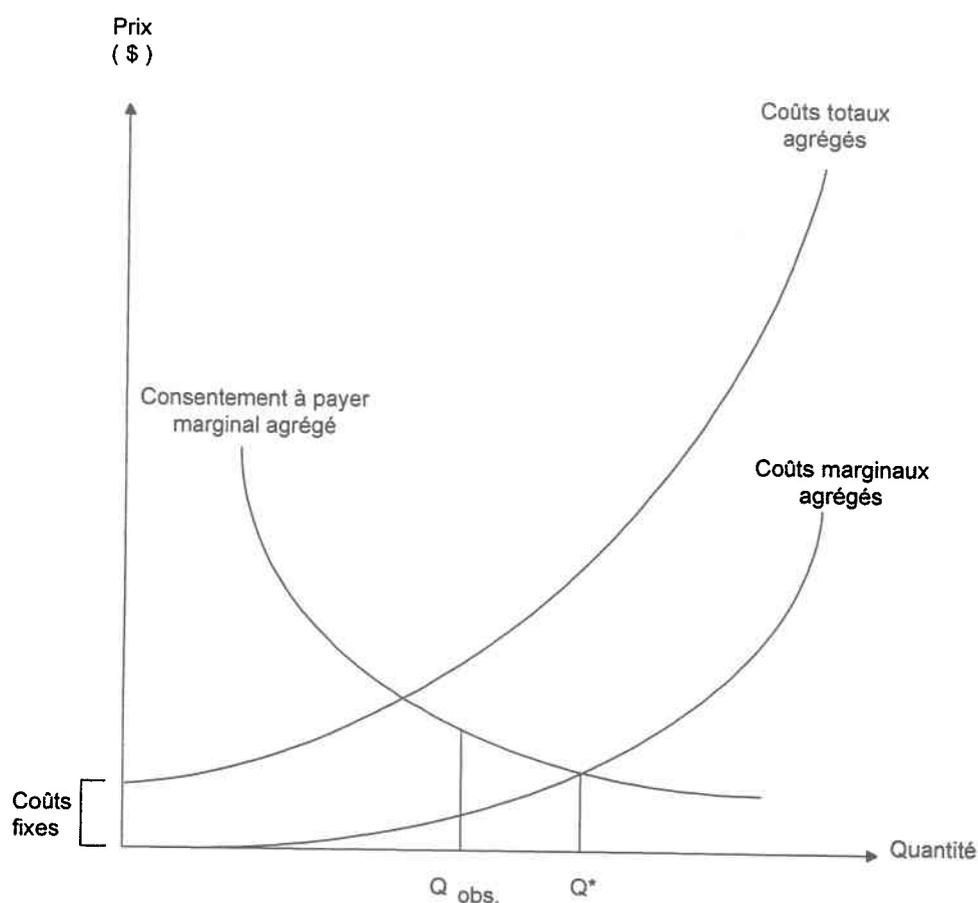


Figure 5.5 Coûts totaux, coûts marginaux, CAP marginal et détermination de la production optimale Q^*

Par ailleurs, la théorie économique nous apprend que plus la production augmente, plus le coût unitaire est élevé. C'est la loi des rendements décroissants. En outre, on constate à la Figure 5.5, que le niveau de qualité/quantité observé Q_{obs} est différent du niveau d'équilibre Q^* . Cela pourrait facilement s'expliquer dans un contexte institutionnel tel que le statu quo. Comme nous l'avons déjà mentionné, la gestion publique de ressources collectives suggère un niveau de resquillage élevé et par conséquent une sous-estimation de la quantité offerte de cette ressource. Cette situation est similaire au monopole où les quantités de biens produits sont inférieures à ce qu'elles devraient être et où le prix payé par le consommateur est plus élevé. Les trois courbes de coûts marginaux illustrés à la

Figure 5.6 correspondent à trois scénarios hypothétiques de politiques visant les eaux souterraines au nord de Montréal. Ces trois courbes hypothétiques sont comparées à la courbe du consentement marginal à payer. Si nous connaissions ces trois premières courbes, nous serions alors en mesure d'estimer le niveau de consommation à l'équilibre Q^* pour chacun des trois scénarios de politique et ainsi déterminer lequel des trois scénarios permet d'atteindre le plus haut niveau. Les scénarios hypothétiques de politiques sont les suivants : 1) Le statu quo, 2) un projet de politique de gestion des eaux souterraines géré par le Gouvernement provincial (mais avec une meilleure définition des droits d'usage) et 3) une politique de gestion décentralisée (par exemple par bassin versant).

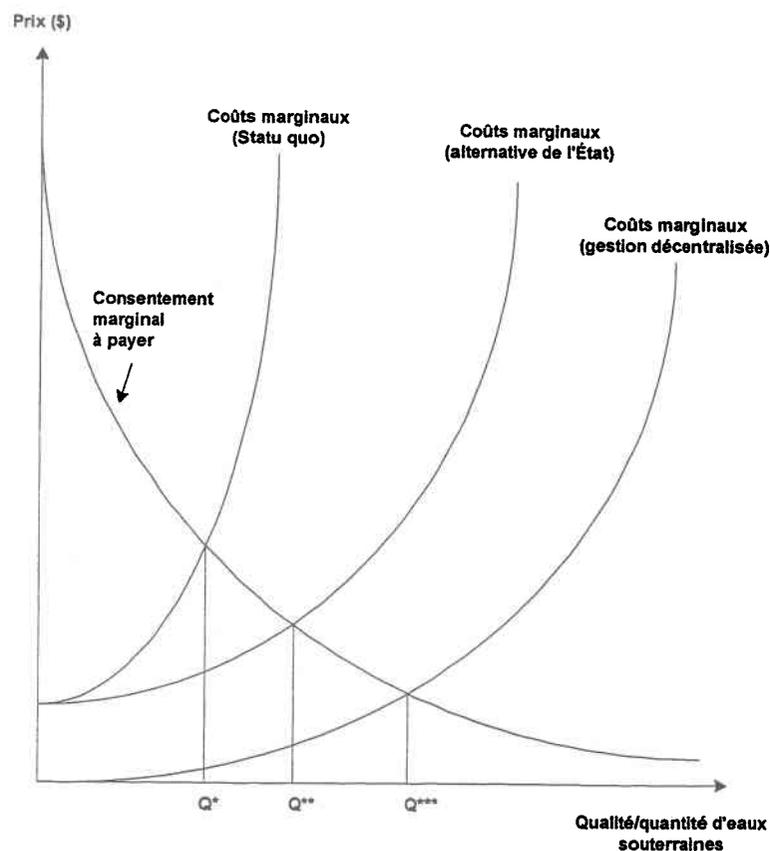


Figure 5.6 Niveaux des ressources à l'équilibre selon 3 scénarios de politiques

Bien sûr, les courbes précédentes (qui sont d'ailleurs fictives) nous suggèrent des conditions idéales en regard notamment de la qualité des données. On constate que le moyen d'intervention qui offre la plus grande consommation Q^{**} est celui qui se rapproche le plus de l'allocation optimale des ressources. Dans ce cas, ce serait la troisième alternative (gestion par bassin versant) que nous proposerions aux éventuels décideurs.

En somme, le résultat final est fortement tributaire de la structure de coûts de chacun des moyens d'intervention. Moins il en coûtera cher pour produire une eau souterraine (en qualité et en quantité), plus le niveau de consommation sera élevé. Cela peut s'expliquer sur une base intuitive puisque la gestion actuelle (le statu quo) des eaux souterraines qui est génératrice de resquillage est aussi accompagnée de coûts externes (dus aux externalités négatives). Ces coûts s'additionnent aux coûts privés et publics pour finalement constater que cet arrangement institutionnel est coûteux (Figure 5.7). Des coûts externes nuls nous procureraient un niveau de consommation Q_0 , où $Q_0 > Q_1$. Q_1 est le point d'équilibre entre l'offre et la demande mais incluant des coûts externes positifs. Théoriquement, on peut affirmer que moins les coûts externes seront importants, plus le niveau de consommation des eaux souterraines sera élevé et plus le bien-être collectif sera grand et ce, jusqu'au niveau de l'optimum social²⁶. Or, l'ampleur des externalités varie positivement avec le fait que les droits de propriété d'un bien sont peu ou bien définis. Par ailleurs, une bonne définition des droits de propriété n'est possible que si le prix véritable de la ressource est connu. C'est pourquoi la proposition d'une alternative au statu quo doit être accompagnée d'une «vérité» sur le prix de cette ressource.

²⁶ Un niveau de consommation d'eau souterraine supérieur à l'optimum social diminuerait le bien-être collectif.

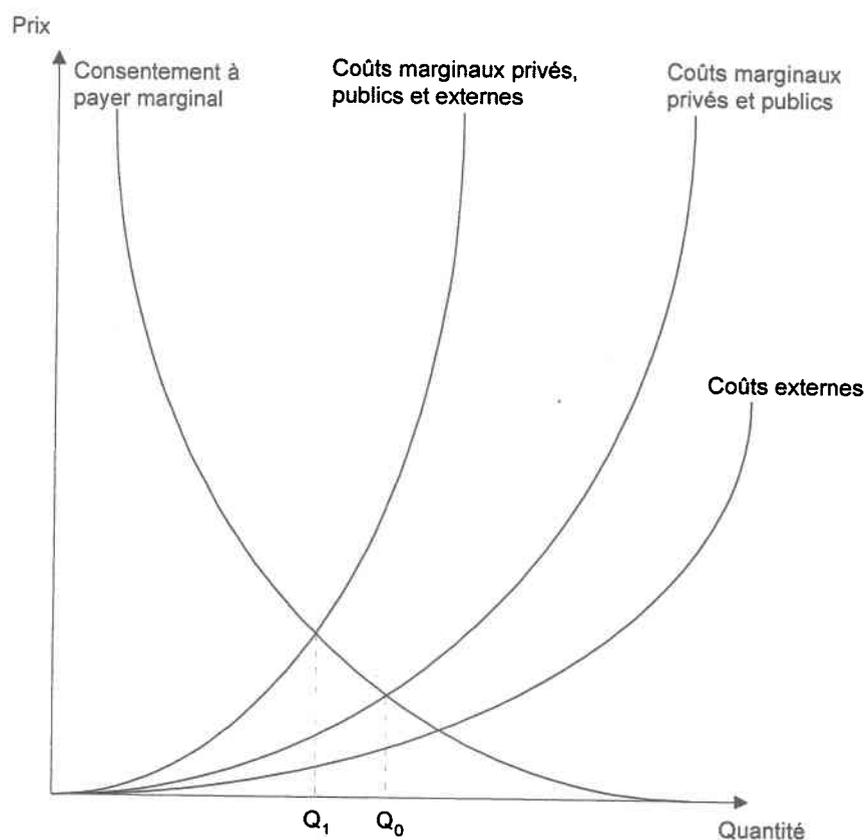


Figure 5.7 Les coûts externes (hypothétiques) et la diminution des ressources en eaux souterraines

5.5.1.1 Les biais

Un biais est défini comme une erreur dans la mesure. L'erreur peut être constante (ou systématique), c'est-à-dire qu'elle est présente dans la mesure et qu'elle influence l'opération. Elle a alors le même effet sur tous les répondants [Gauthier et Rochon 1991]. L'erreur peut aussi être aléatoire. Elle provient alors de facteurs transitoires de la personne ou de la situation et son effet varie d'une personne à l'autre. Lorsque les erreurs sont trop nombreuses, on dit alors que les résultats sont biaisés. En regard de la méthode d'évaluation contingente, cela signifierait que les résultats ne seraient pas

fiables puisque 1) ils ne représentent pas la vraie valeur du répondant ou 2) ils n'indiquent pas la variation exacte qui existe entre les différents répondants. Dans ce cas, la valeur accordée à un bien donné serait inexacte. Pour qu'une méthode soit considérée utile, elle doit fournir des informations exactes et pour vérifier cette exactitude des informations, on fait généralement appel aux critères de fidélité et de validité. Le premier critère permet de s'assurer que les résultats sont invariables dans le temps et dans différents contextes, tandis que le deuxième critère fait référence au fait que la méthode doit mesurer ce qu'elle est théoriquement censée mesurer. On retiendra le critère de validité pour vérifier l'importance du caractère aléatoire et de la constance des erreurs potentielles. Le but de cette opération²⁷ est d'obtenir une valeur exprimée qui s'approche le plus possible de la valeur dégagée par les forces d'un marché réel. Afin de mieux comprendre les particularités de chacun des biais potentiels, nous retiendrons la classification présentée par Mitchell et Carson (1989).

- L'incitation à fausser les réponses

- le biais stratégique
- le biais de conformité

- les valeurs implicites

- le biais de point de départ
- le biais d'étendue
- le biais relationnel
- le biais d'importance
- le biais séquentiel

- les erreurs de scénarios

- les erreurs théoriques
- les erreurs descriptives
- les erreurs contextuelles

²⁷ Et aussi de toute l'opération qui consiste à réaliser une enquête dans le cadre de la Méc.

Le biais stratégique trouve son origine dans le comportement du resquilleur. Tel que décrit par Samuelson (1954), un individu tend naturellement à fausser les résultats lorsqu'il est question de biens publics. En effet, cet individu peut donner l'impression qu'il accorde peu d'importance à un bien public dans le but de payer moins, en sachant qu'il en profitera pareillement. Inversement, un individu pourra exprimer un consentement à payer excessivement élevé, s'il ne croit pas qu'il aura effectivement à payer cette somme (biais de surenchère). Le biais de conformité s'explique par la tendance qu'ont certains répondants à exprimer leur consentement à payer en fonction de ce qu'ils perçoivent être les attentes des promoteurs du sondage ou des interviewers. Ce type de comportement est fréquent chez les personnes qui n'ont pas d'opinion ferme sur la question. Le biais de point de départ survient lorsque le questionnaire propose un montant d'argent à partir duquel l'individu doit se positionner; ce montant initial peut alors influencer le consentement à payer du répondant [Bibeault et Webster 1992]. Le questionnaire est alors de type fermé ; c'est-à-dire un seul montant à prendre ou à laisser (on parle alors de question à choix dichotomique) ou encore plusieurs montants sont offerts (de forme itérative). Il faut noter que lorsque le questionnaire est de type ouvert (il n'y a aucun montant fixé au préalable), ce biais est alors inexistant. Le biais d'étendue s'apparente au biais de point de départ sauf que le répondant sera tenté de se situer dans la fourchette de prix proposée par le questionnaire (ou la carte de paiement). Le biais relationnel survient lorsque des informations complémentaires sont données lors de l'élaboration du scénario. Ces informations peuvent agir comme un référent au bien que l'on veut évaluer. On est en présence du biais d'importance lorsque la personne interrogée estime que le simple fait de dépenser des sommes importantes dans la valorisation d'une ressource peut suggérer que cette ressource possède une valeur proportionnellement importante. On est en présence d'un biais séquentiel lorsque l'évaluation faite par le répondant est influencée par la séquence ou l'ordre des différentes options suggérées dans le questionnaire. Les erreurs théoriques, qui font partie des biais reliés aux erreurs de scénarios²⁸ sont observées lorsque le scénario développé n'est pas conforme à la théorie économique ou politique ou encore avec les faits reconnus. Les erreurs descriptives, qui

²⁸ D'après Mitchell et Carson (1989), les erreurs de scénarios peuvent constituer la plus importante source d'erreurs dans la réalisation d'une évaluation contingente.

sont reliées aux erreurs méthodologiques²⁹ sont essentiellement dues à une perception différente entre le chercheur et la personne sondée à propos du bien à évaluer. Les erreurs descriptives peuvent entraîner les erreurs suivantes: 1) Le répondant est incapable d'identifier de façon spécifique l'entité à évaluer. Il peut considérer, par exemple, toutes les nappes d'eaux souterraines du Québec plutôt que les nappes au nord de Montréal seulement. 2) Le répondant perçoit une échelle de mesure différente que celle proposée dans le questionnaire. Les erreurs contextuelles peuvent être nombreuses. Elles concernent l'influence sur le consentement à payer du mode de paiement, des droits de propriété en jeu, du mode de gestion, de la contrainte budgétaire, de la formulation et de l'ordre des questions.

Dans une critique de la MÉC, Niewijk (1992 et 1994) précise que le principal problème est la nature hypothétique des questions et réponses relatives à cette méthode. Parce qu'il n'y pas de «coûts à se tromper», les répondants ont peu d'incitatifs à entreprendre l'effort mental nécessaire pour être précis. "*Talk is cheap*" conclut-il.

Toutefois, la plupart des auteurs qui ont utilisés la MÉC considèrent que les biais ne sont pas aussi significatifs que certains ont pu le laisser croire. Ces derniers préviennent plutôt les utilisateurs d'effectuer des prétests et de bien structurer le marché hypothétique. D'autres suggèrent aussi d'utiliser des échantillons plus grands afin de pouvoir tirer des conclusions plus significatives sur le plan statistique [Gauthier et Rochon 1991].

5.5.2 Méthode des coûts évités

Cette méthode repose avant tout sur les coûts de réponse. Si une nappe aquifère risque d'être contaminée³⁰, les communautés et les entreprises qui sont approvisionnées par cette nappe peuvent alors encourir certains coûts en réponse à cette probabilité de contamination [EPA 1993].

²⁹ Les erreurs contextuelles font aussi partie des erreurs méthodologiques.

³⁰ On peut aussi envisager que la nappe soit déjà contaminée. Les coûts sont alors relatifs à la contamination et non à la probabilité de contamination.

La valeur espérée de ces coûts dépend alors :

- du coût des actions prises en réponse à la contamination. Ces coûts sont relatifs au traitement de l'eau et dans les cas de contamination sévère, ils sont relatifs à l'achat de sources alternatives à l'eau souterraine (par exemple, l'eau embouteillée).
- du coût des dommages causés par la contamination. Ces dommages peuvent être des pertes en production agricole ou des coûts de production industrielle plus élevés. Les dommages à la santé doivent aussi être pris en compte.
- de la probabilité de contamination.

Un programme de protection des eaux souterraines devrait réduire cette probabilité de contamination et ainsi diminuer la valeur espérée des coûts de réponse. Ces diminutions de coûts sont alors considérées comme des coûts évités lesquels constituent des bénéfices. La valeur d'un programme de protection des eaux souterraines est alors équivalente à ces bénéfices. Bien que la méthode des coûts évités soit très accessible et utilisée, on doit garder en mémoire que cette méthode n'estime qu'une partie des bénéfices seulement. Ce sont les bénéfices d'usage direct. Les valeurs d'usage passif sont totalement ignorées lors d'une évaluation des bénéfices à l'aide de cette méthode.

Concepts théoriques relatifs à la méthode des coûts évités

Les concepts théoriques qui sont à la base de la méthode des coûts évités prennent racine dans le modèle de production des ménages [Becker 1965 ; Lancaster 1966]. Ce modèle stipule que les ménages ne dérivent pas directement leur utilité des biens achetés. Ces biens sont considérés comme des intrants pour produire des extrants qui représentent une certaine valeur aux yeux des ménages. On pourrait citer en exemple, les systèmes de traitement d'eau (l'intrant) pour demeurer en bonne santé (l'extrant). Toujours selon ce modèle, les individus possèdent une certaine quantité du bien «santé»

qui diminue avec l'âge et peut être augmentée avec l'investissement. Selon Grossman (1971), les individus maximisent leur utilité en égalant la valeur actuelle des coûts marginaux et la valeur actuelle des bénéfices marginaux de la santé. Par ailleurs, Bartik (1988) a développé un modèle plus général permettant d'estimer le niveau personnel optimal de qualité environnementale Q^* , ainsi que le niveau optimal des autres biens X^* . De plus, ce modèle permet de définir une fonction de dépense conventionnelle $e(P, v)$ qui représente les dépenses totales du ménage à un certain niveau de pollution P pour atteindre l'utilité v . Dans ce cas, la mesure de la variation compensatoire des bénéfices d'une réduction non marginale du niveau de pollution est alors :

$$VC = e(P_0, v_0) - e(P_1, v_0) = Y - e(P_1, v_0)$$

où Y est le revenu

P_0 et P_1 sont les niveaux de pollution initial et final

v_0 est le niveau d'utilité initial

De plus, il a été démontré que les dépenses évitées constituent une limite inférieure de la variation compensatoire [Bartik 1988]. Les dépenses défensives constituent donc une estimation conservatrice et conceptuellement valide des bénéfices liés aux changements de qualité environnementale.

5.5.3 Les échantillons

Pour ce qui est de l'échantillon concernant l'application de la Méc, Mitchell et Carson (1989) suggèrent que la taille ne soit pas inférieure à 600 observations. Le critère principal demeure que l'échantillon soit représentatif de la population afin de pouvoir généraliser les résultats obtenus. Les ménages plutôt que les individus constituent les unités de mesure [Gauthier et Rochon 1991]. Cela est dû au mode de paiement qui est plutôt de type familial. Pour la présente étude, la population sera l'ensemble des ménages qui habitent les cinq MRC (Argenteuil, Deux-Montagnes, Mirabel, La-Rivière-du-Nord, Thérèse-de-Blainville) situées au nord de Montréal. La taille de notre échantillon

sera un compromis entre les ressources financières et matérielles disponibles et la précision espérée des résultats. Le Tableau 5.2 illustre quelques-unes des possibilités qui nous sont offertes.

Tableau 5.2 Taille des échantillons

| V | α | Δ | | | |
|-----|----------|----------|------|------|-----|
| | | 0.05 | 0.1 | 0.15 | 0.2 |
| 1 | 0.1 | 1143* | 286 | 127 | 72 |
| 1 | 0.05 | 1537 | 385 | 171 | 97 |
| 1.5 | 0.1 | 2571 | 643 | 286 | 161 |
| 1.5 | 0.05 | 3458 | 865 | 385 | 217 |
| 2 | 0.1 | 4570 | 1143 | 508 | 286 |
| 2 | 0.05 | 6147 | 1537 | 683 | 385 |

Source: [Mitchell et Carson 1989]

V = coefficient de variation ou rapport écart-type/moyenne

α = niveau significatif

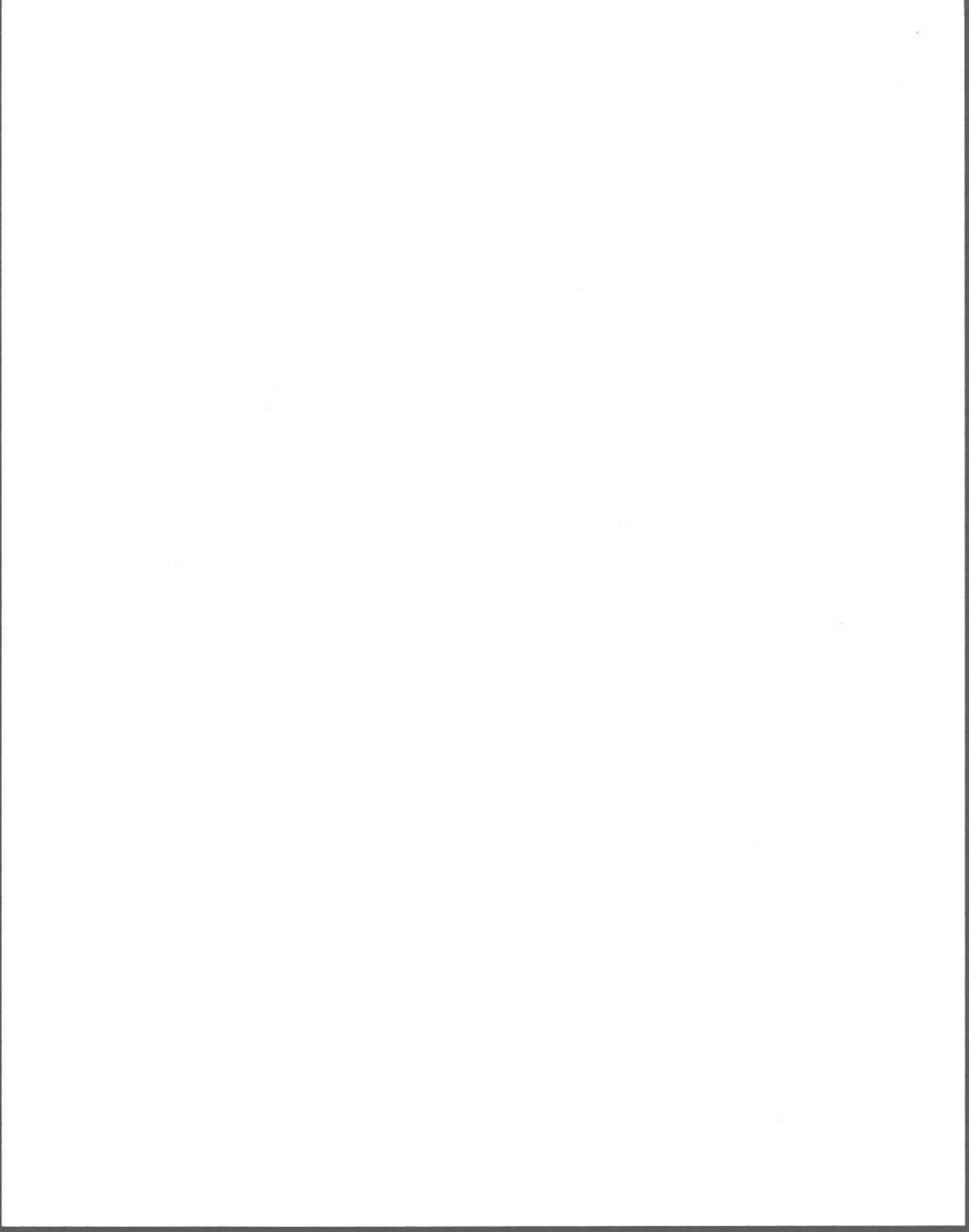
Δ = déviation probable (ou erreur relative) entre le vrai CAP et le CAP exprimé

* = taille de l'échantillon

Ainsi, en supposant un coefficient de variation de 1.0 (c'est-à-dire un écart-type égal à la moyenne) et d'un intervalle de confiance à 95% ($1 - \alpha$, où $\alpha = 0.05$), un échantillon de 385 ménages (réponses utilisables) nous procurerait une précision³¹ (pour l'estimation des bénéfices) de 90% et plus.

³¹ La précision en % est égale à : $100\% - (\text{erreur relative} \times 100)$.

Il faut noter qu'un ou plusieurs pré-tests seront nécessaires afin de déceler la présence et surtout l'importance des biais relatifs à la M^ÉC. Des explications ou des questions supplémentaires pourront alors être ajoutées au questionnaire lors de l'enquête. Pour ce qui est de l'échantillon relatif à la méthode des coûts évités, il sera composé des mêmes répondants que l'échantillon de la M^ÉC. Nous retiendrons alors seulement les répondants utilisateurs de la nappe, même ceux qui n'encourent aucune dépense de protection.



6. ANALYSE DES RÉSULTATS

6.1 Application du cadre d'analyse

Tel que spécifié au chapitre précédent, le cadre d'analyse illustré à la Figure 5.1 est utilisé pour évaluer les bénéfices économiques d'une nouvelle politique de gestion protection des eaux souterraines au nord de Montréal.

Puisque les étapes 1 à 7 concernent plus particulièrement le travail des hydrogéologues, nous analyserons rapidement chacune de ces étapes. L'étude de l'aquifère a été réalisée au cours des années 1995 à 1997 [Banton 1998] (boîte 1). Les analyses ont montré que les niveaux actuels de qualité et de quantité d'eaux souterraines au nord de Montréal peuvent être qualifiés de très bons (boîte 2). Il nous est toutefois permis de penser que ces niveaux pourraient diminuer (boîte 5) si aucune politique de gestion et de protection des eaux souterraines n'est mise en œuvre. Avec une nouvelle politique (boîte 6), les niveaux subséquents de quantité et de qualité pourraient demeurer à des niveaux se rapprochant des niveaux actuels (boîte 2). En bref, il s'agit d'une nouvelle politique qui permettrait d'éviter une détérioration de l'état de la ressource plutôt qu'une amélioration de celle-ci. Ce constat est important puisqu'il doit se refléter dans l'information transmise aux répondants lors de l'enquête économique. Par ailleurs, Sun (1992) a montré qu'il est généralement plus difficile d'estimer la valeur d'une politique de préservation des eaux souterraines qu'une politique d'amélioration de l'état de cette ressource. De plus, puisqu'il s'agit d'une politique permettant d'éviter une détérioration (une détérioration évitée est considérée comme une augmentation) des ressources en eaux souterraines au nord de Montréal, la vraie mesure de la variation de bien-être est le consentement à payer plutôt que le consentement à recevoir. Cette dernière mesure ne peut être utilisée que dans les cas de diminution de qualité/quantité d'un bien environnemental [Field 1994].

En poursuivant l'analyse des étapes à suivre pour estimer la valeur économique de l'eau souterraine, on peut affirmer que suite à la mise en œuvre d'une nouvelle politique, les

changements tant en quantité qu'en qualité seraient significatifs (boîte 7) quoique difficiles à quantifier. Les changements dans les services rendus seraient alors aussi significatifs (boîte 8). On a qu'à penser à l'eau souterraine comme fournisseur d'eau potable (première catégorie de services du Tableau 5.1). Les changements à la hausse sur le bien-être des individus ainsi que sur la santé humaine sont certainement des effets directs d'une augmentation de la disponibilité et de la qualité de l'eau potable. Il s'agit dès lors, d'estimer la valeur économique (boîte 9) de ces changements dans les services rendus par l'eau souterraine.

L'analyse de chacune de ces étapes ne nous a pas permis d'estimer avec précision les différents niveaux de qualité/quantité d'eaux souterraines ainsi que les changements dans les services rendus. Cette analyse nous a toutefois permis de préciser la vraie nature des bénéfices à estimer et cette estimation fait l'objet des prochaines sections.

6.2 Le processus d'échantillonnage

Un échantillon probabiliste de 2 652 ménages a été sélectionné dans la population de la région située au nord de Montréal. La méthode d'échantillonnage systématique, à partir de deux annuaires téléphoniques, a été privilégiée. Cette méthode possède, en effet, les caractéristiques d'être peu coûteuse et facile d'application tout en respectant le caractère aléatoire de l'opération. Les pré tests et l'enquête économique ont été réalisés par le département de «Techniques de Recherche, Enquête et sondage» du Collège Mérici³². Les deux pré tests ont été réalisés en avril et mai 1997 auprès de 10 répondants pour chacun des pré tests. Cet exercice avait pour but de vérifier trois choses : 1) que le questionnaire était bien compris par les répondants, 2) de s'assurer que les montants proposés aux questions d'évaluation étaient réalistes et 3) de préciser en détail la procédure à suivre en vue de la réalisation de l'enquête économique. Le questionnaire ainsi que les formulaires de saisie des données ont, en effet, été modifiés après chacun des deux pré tests afin de refléter les résultats obtenus.

³² Des commentaires judicieux ont aussi été apportés par le responsable du département, lors de la conception du questionnaire.

L'enquête économique a été réalisée par téléphone et par courrier, en juin 1997. Un premier appel téléphonique a été fait auprès des 2 652 ménages afin de solliciter leur participation à une enquête économique concernant l'eau souterraine de leur région. Ceux qui acceptèrent de participer ont reçu un questionnaire (annexe A) par courrier. Un deuxième appel téléphonique a ensuite été fait, à un moment convenu entre l'enquêteur et le répondant, afin de recueillir les réponses de ce dernier. Parmi les 2 652 appels réalisés, 1 384 répondants ont pu être rejoints. Ces ménages sont distribués de la façon suivante :

| | |
|-----|---------------------------|
| 670 | ont accepté de participer |
| 674 | ont refusé de participer |
| 10 | incapacité de répondre |
| 4 | autre langue |
| 3 | non résidentiel |
| 23 | autres raisons |

1,384 au total ont été rejoints

Lors du deuxième appel téléphonique, 423 entrevues ont pu être complétées parmi les 670 qui avaient au préalable accepté de répondre, soit un taux de réponse de 63.1 %. Le taux de réponse global doit toutefois tenir compte de ceux qui refusèrent de répondre.

$$\text{Taux de réponse} = 423 / [1,384 - (10 + 4 + 3 + 23)] = 31.5 \%$$

Ce taux de réponse peu élevé s'explique en partie par le fait que juin est la période des déménagements : plusieurs répondants n'avaient plus le temps disponible pour compléter le questionnaire et certains d'entre eux n'ont pu être rejoints. Il faut aussi mentionner que les 674 «refus de répondre» sont une source potentielle d'erreur non probabiliste (biais de non réponse). Afin d'évaluer l'importance de cette erreur potentielle, nous avons tenté d'identifier les causes de ces refus lors des deux pré tests. Dans la majorité des cas, ceux qui refusèrent de participer à l'enquête, refusèrent aussi de fournir les raisons de ce refus. On ne peut donc pas confirmer ni infirmer la présence d'un biais positif. Devant ce constat, nous retiendrons l'hypothèse traditionnelle qui dit que les répondants ne sont pas en général différents des non répondants [Perrien et al. 1984].

6.2.1 Le questionnaire

Le questionnaire est divisé en quatre sections³³. On retrouve à la section A les questions de fait ; la section B concerne les questions d'attitude ; la section C a trait aux questions d'évaluation et la section D aux questions socio démographiques. Le format *référendum* (ou à choix dichotomique) a été retenu pour susciter la révélation du consentement à payer des répondants. Cette approche est similaire à celle utilisée par les consommateurs dans un marché où il n'y a que des biens privés; les consommateurs décident d'acheter ou de ne pas acheter au prix affiché. Le format référendum est aussi reconnu pour minimiser les biais stratégiques et hypothétiques.

Les deux véhicules de paiement qui ont été proposés aux répondants sont la redevance pour les utilisateurs de l'eau souterraine et l'augmentation de taxe pour les non utilisateurs³⁴. Il est recommandé par les praticiens de cette méthode que le véhicule de paiement soit le plus réaliste et le plus neutre possible. Une seconde question à choix dichotomique a été ajoutée à la première question dichotomique. Cette façon de faire permet d'augmenter l'information sur le consentement à payer des répondants et cela se traduit par une plus grande efficacité statistique [Hanemann et al. 1991]. Cette approche que l'on nomme «questions à choix dichotomique doublement borné» suggère l'analyse de survie comme traitement statistique. Les 94 variables et 423 répondants (pour un total de près de 40 000 données) nous permettront, par exemple, de mettre en relation des variables d'attitude ou socio démographiques avec des variables dites économiques. Les deux scénarios de politique qui sont proposés aux répondants sont 1) un programme de protection et de conservation géré par le gouvernement et 2) un programme de protection et de conservation géré par un comité de bassin.

³³ Pour plus de précisions concernant le questionnaire reproduit à l'annexe A, le lecteur peut consulter le manuel des codes à l'annexe B.

³⁴ La redevance est le paiement selon la quantité consommée et fait partie des instruments économiques que l'on qualifie d'incitatifs. Puisqu'il est impossible d'appliquer un système de redevance aux non utilisateurs, nous leur proposons une taxe fixe (ou montant forfaitaire) afin d'être en mesure d'estimer leurs valeurs d'usage passif. Ces deux véhicules de paiement impliquent une définition claire des droits de propriété (ou d'usage) sur la ressource et cela constitue la condition essentielle exprimée dans la formulation de notre hypothèse.

La moitié des répondants ont reçu le questionnaire incluant le premier scénario et l'autre moitié le deuxième scénario. L'échantillon est aussi composé d'utilisateurs et de non utilisateurs de la nappe d'eau souterraine. Cela permettra de mieux faire ressortir les valeurs d'usage passif liées à la ressource.

6.3 Représentativité de l'échantillon

Tableau 6.1 Comparaison des données de notre enquête et du recensement 1996

| Variable | Enquête 1997 | Recensement 1996 |
|------------------------------------|---------------------|------------------|
| Sexe : | | |
| Homme | 36.4 % | 49.6 % |
| Femme | 63.6 % | 50.4 % |
| Groupe d'âge | | |
| 0-17 | 32.1 % | 27.0 % |
| 18-44 | 44.4 % | 43.3 % |
| 45-54 | 12.3 % ^a | 13.31 % |
| 55-64 | 5.5 % ^b | 7.7 % |
| 65 et + | 5.7 % | 8.7 % |
| Revenu familial^c | | |
| moins de 10 000 \$ | 3.0 % | 8.6 % |
| 10 000 à 19 999 \$ | 14.0 % | 14.1 % |
| 20 000 à 29 999 \$ | 16.0 % | 13.9 % |
| 30 000 à 39 999 \$ | 17.1 % | 14.9 % |
| 40 000 à 49 999 \$ | 15.1 % | 14.1 % |
| 50 000 à 59 999 \$ | 10.7 % | 11.5 % |
| 60 000 à 69 999 \$ | 10.7 % | 8.3 % |
| 70 000 \$ et plus | 13.2 % | 14.7 % |

^a Pour notre enquête, ce groupe d'âge est de 45 à 55 ans

^b Pour notre enquête, ce groupe d'âge est de 56 à 64 ans

^c Toutes les données de revenu familial de la troisième colonne sont tirées du recensement de 1991 puisque les données du recensement de 1996 n'étaient pas disponibles.

Le Tableau 6.1 fait la comparaison de certaines caractéristiques socio démographiques des répondants de notre enquête et des répondants au recensement 1996 et ce pour l'ensemble des cinq MRC retenues dans notre étude. Les caractéristiques choisies sont le sexe des répondants, les groupes d'âge et le revenu familial. Comme on peut le constater ce sont les femmes qui ont le plus participé à l'enquête. Cela peut s'expliquer par le fait que les femmes sont généralement plus présentes à la maison que les hommes. En plus, de nombreux répondants ont été rejoints le jour plutôt que le soir, ce qui explique encore davantage que les femmes (63.6 %) soient plus nombreuses à répondre que les hommes (36.4 %).

Pour ce qui est des groupes d'âge, les données de notre enquête se rapprochent des données du recensement de 1996. On peut donc en conclure que la composition des familles de notre échantillon, en regard des groupes d'âge, est similaire à celle des familles du recensement de 1996.

En ce qui concerne le revenu familial, la seule différence significative se situe au niveau de ceux qui gagnent moins de 10 000 \$. En effet, ces derniers sont presque trois fois plus nombreux en 1990 (8.6 %), comparativement au revenu familial de 1996 de nos répondants (3.0 %). Étant donné la faible importance relative de ce groupe de revenus, nous ne croyons pas que l'écart constaté diminue la représentativité de notre échantillon. Par ailleurs, la comparaison des valeurs relatives aux groupes de revenus supérieurs à 10 000 \$ permet d'affirmer qu'aucune différence significative n'est constatée en regard de ces groupes.

Puisque l'enquête s'adresse aux ménages plutôt qu'aux individus, nous retiendrons comme variables représentatives, les groupes d'âge et le revenu familial (qui sont des variables socio démographiques de type familial). Les données relatives à ces deux variables sont similaires et on peut en conclure que notre échantillon est représentatif de la population des cinq MRC.

6.4 Préparation des données de l'enquête

Nous avons, dans un premier temps, cherché à identifier les répondants qui ont exprimé des réponses de protestation aux questions d'évaluation. En effet, ceux qui ont répondu «non» aux deux questions d'évaluation étaient invités à identifier leur(s) raison(s) à la question C-8. Ceux qui ont répondu qu'ils étaient contre la méthode de paiement (raison # 7) et ceux qui ont répondu qu'ils ne devraient pas payer pour les actions des autres (raison # 9) ont été éliminés de l'échantillon. Ces types de réponses ne reflètent pas la vraie valeur que les individus accordent au programme de protection mais plutôt le rejet de l'approche suggérée pour le paiement du programme en question [Loomis et al. 1990]. Parmi les 423 répondants de notre enquête, 48 ont exprimé des réponses de protestation. Cela représente 11.3 % de notre échantillon, ce qui est relativement peu pour ce type d'enquête. Ce taux peu élevé de protestation nous indique aussi que les répondants ont estimé crédible le scénario hypothétique proposé. Cette crédibilité perçue par les répondants est un élément essentiel pour justifier la validité de la MÉC. Nous avons donc réalisé toutes les analyses relatives à la MÉC, à partir d'un échantillon de 375 répondants. Il faut toutefois noter que cette façon de faire ne s'applique pas à la méthode des coûts évités puisque cette dernière mesure les comportements économiques (dépenses défensives) plutôt que des préférences exprimées. Les analyses relatives à la méthode des coûts évités ont donc été réalisées à partir d'un échantillon (nombre de répondants) différent de la MÉC.

Dans un deuxième temps, nous avons transformé les variables de niveau ordinal en variables dichotomiques. Par exemple, à la question B-4, nous avons attribué le code 1 aux réponses «Très important» et «Important» et 0 à «Pas important». L'utilisation de variables dichotomiques est préférable aux variables ordinales lors d'analyses multivariées et notamment lorsqu'il est question d'effectuer des analyses de sensibilité ou de procéder à des ajustements [Carson et al. 1992]. Par ailleurs, les valeurs manquantes du revenu annuel familial (question D-1) représentent 14 % de notre échantillon. Ce taux de non-réponse est très conforme aux taux rencontrés dans d'autres études. Nous avons attribué la valeur moyenne de 43 800 \$ en remplacement de ces valeurs manquantes.

6.5 Application de la méthode d'évaluation contingente

6.5.1 Les résultats

L'analyse des résultats a été réalisée selon six étapes distinctes :

La première étape a pour objet 1) de bien comprendre la formation des intervalles de consentement à payer et 2) de dégager certaines tendances par l'analyse des fréquences des CAP. Cette première étape est préparatoire à l'analyse statistique proprement dite.

La deuxième étape présente le modèle statistique général. Lors de cette étape, nous utilisons la technique de l'analyse de survie pour le traitement de nos données.

La troisième étape concerne l'analyse non paramétrique des CAP des répondants. Nous en dégagerons les fréquences relatives, les distributions de survie, les moyennes et médianes pour l'ensemble de l'échantillon ainsi que pour les sous échantillons utilisateurs, non utilisateurs, gestion par le gouvernement central et gestion par un comité de bassin.

La quatrième étape porte essentiellement sur une analyse paramétrique univariée des CAP selon la technique de l'analyse de survie. L'objectif recherché est de trouver la forme fonctionnelle qui représente le mieux nos données brutes. Les distributions de Weibull, exponentielle, Gompertz et hasard linéaire sont testées à l'aide de la méthode du Maximum de vraisemblance.

Lors de la cinquième étape, nous mettons en relation les CAP et les niveaux de provision de la ressource eau souterraine selon la forme fonctionnelle retenue lors de l'étape quatre. Cette analyse bivariée nous permettra de dégager la courbe de demande

hicksienne pour un programme de protection des eaux souterraines de la région au nord de Montréal. La surface sous cette courbe correspond au consentement à payer moyen. Ce résultat sera par la suite comparé à la moyenne non paramétrique de l'étape trois.

Lors de l'étape six, nous réaliserons une analyse multivariée des résultats afin d'en dégager les principaux déterminants. Une analyse de sensibilité sera par la suite conduite sur certains déterminants.

6.5.1.1 Formation des intervalles

Les Tableaux 6.2 à 6.5 montrent comment ont été formés les intervalles de consentement à payer. Les Tableaux 6.2 et 6.3 illustrent les montants offerts³⁵ aux répondants selon chacune des versions du questionnaire. Le Tableau 6.2 est relatif aux utilisateurs de l'aquifère et le Tableau 6.3 aux non utilisateurs. Pour une meilleure compréhension de ces tableaux, nous reproduisons les questions C-2 à C-7.

C-2 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- | | | |
|---|-------------|-------------------|
| 1 | Pour | (Continuez à C-3) |
| 2 | Contre | (Passez à C-4) |
| 8 | Pas certain | (Passez à C-4) |

C-3 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- | | | |
|---|-------------|-------------------|
| 1 | Pour | (Passez à C-9) |
| 2 | Contre | (Continuez à C-9) |
| 8 | Pas certain | (Passez à C-9) |

³⁵ Les montants offerts proviennent des réponses données par les répondants lors des deux pré tests.

C-4 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-8)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

C-5 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- 1 Pour (Continuez à C-6)
- 2 Contre (Passez à C-7)
- 8 Pas certain (Passez à C-7)

C-6 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-9)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

C-7 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de xxx \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement (ou par le comité de bassin) ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-8)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

Les huit versions du questionnaire ont été distribuées aux répondants de façon aléatoire. Les montants offerts diffèrent selon les versions. Par exemple, un répondant ayant reçu la version B3 retrouvait des montants de 60, 120 et 30 \$ aux questions C-2, C-3 et C-4 respectivement et des montants de 30, 60 et 15 \$ aux questions C-5, C-6 et C-7. Les questions C-2 à C-4 s'adressaient à ceux dont leur eau de robinet provenait de la nappe d'eau souterraine et on demandait aux autres de compléter les questions C-5 à C-7. Dépendant de sa situation (utilisateur ou non utilisateur de la nappe), le répondant devait

donc compléter un seul des deux groupes de questions. De plus, si on retrouvait la lettre «A» dans le numéro de la version c'est le programme de gestion par le gouvernement qui était proposé à chacune des questions (C-2 à C-7). La lettre «B» signifiait gestion par le comité de bassin.

Tableau 6.2 Montants offerts aux utilisateurs de la nappe selon les versions

| Version | C-2 | C-3 | C-4 |
|----------|-----|-----|-----|
| A1 et B1 | 10 | 30 | 5 |
| A2 et B2 | 30 | 60 | 10 |
| A3 et B3 | 60 | 120 | 30 |
| A4 et B4 | 120 | 250 | 60 |

A signifie gestion par le gouvernement

B signifie gestion par un comité de bassin

Tableau 6.3 Montants offerts aux non utilisateurs de la nappe selon les versions

| Version | C-5 | C-6 | C-7 |
|----------|-----|-----|-----|
| A1 et B1 | 5 | 15 | 3 |
| A2 et B2 | 15 | 30 | 5 |
| A3 et B3 | 30 | 60 | 15 |
| A4 et B4 | 60 | 120 | 30 |

C-5, C-6 et C-7 sont les questions d'évaluation relatives aux non utilisateurs

Les Tableaux 6.4 et 6.5 montrent les intervalles de consentement à payer selon les réponses données et selon les versions du questionnaire. On demandait à ceux qui ont répondu «non» à C-2 de répondre à une seconde question (C-4) laquelle contenait un montant inférieur à la question C-2 (voir Tableaux 6.2 et 6.3). S'ils répondaient «oui» à C-2, ils étaient invités à répondre à la question C-3 laquelle contenait un montant plus élevé. Par exemple, le 423^{ième} répondant à qui on avait fait parvenir un questionnaire

(version B3) a répondu aux questions C-2 et C-3 (puisque son eau de robinet provient de l'aquifère). Il a répondu oui à C-2 et non à C-3. Donc, son intervalle de consentement à payer est [60-120]. Il est prêt à payer entre 60 \$ et 120 \$ annuellement pour participer au financement d'un programme de gestion des eaux souterraines qui serait géré par un comité de bassin.

Tableau 6.4 Intervalles de consentement à payer selon les réponses données par les utilisateurs et selon les versions du questionnaire

| Version | Non à C-2 et Non à C-4 | Non à C-2 et Oui à C-4 | Oui à C-2 et Non à C-3 | Oui à C-2 et Oui à C-3 |
|----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| A1 et B1 | [0 - 5] | [5 - 10] | [10 - 30] | [30 - ∞] |
| A2 et B2 | [0 - 10] | [10 - 30] | [30 - 60] | [60 - ∞] |
| A3 et B3 | [0 - 30] | [30 - 60] | [60 - 120] | [120 - ∞] |
| A4 et B4 | [0 - 60] | [60 - 120] | [120 - 250] | [250 - ∞] |

Tableau 6.5 Intervalles de consentement à payer des non utilisateurs, selon les versions du questionnaire

| Version | Non à C-5 et Non à C-7 | Non à C-5 et Oui à C-7 | Oui à C-5 et Non à C-6 | Oui à C-5 et Oui à C-6 |
|----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| A1 et B1 | [0 - 3] | [3 - 5] | [5 - 15] | [15 - ∞] |
| A2 et B2 | [0 - 5] | [5 - 15] | [15 - 30] | [30 - ∞] |
| A3 et B3 | [0 - 15] | [15 - 30] | [30 - 60] | [60 - ∞] |
| A4 et B4 | [0 - 30] | [30 - 60] | [60 - 120] | [120 - ∞] |

Les Tableaux 6.6 et 6.7 représentent les distributions de fréquence des réponses aux questions C-2 et C-5 (utilisateurs et non utilisateurs respectivement) selon chaque version. À la lumière de ces résultats, on constate que plus les montants offerts sont élevés, plus les pourcentage «Pour» sont petits. L'autre constat significatif concerne les consentements à payer selon qu'on est utilisateur (i.e. ceux qui ont répondu à C-2) ou non utilisateur (C-5) et selon le gestionnaire du programme.

Tableau 6.6 Distribution de fréquences des réponses à la question C-2

| Version | Pour | Contre | Pas certain |
|----------------|-------------|---------------|--------------------|
| A1 | 42 % | 25 % | 33 % |
| B1 | 52 % | 16 % | 32 % |
| A2 | 50 % | 35 % | 15 % |
| B2 | 62 % | 24 % | 14 % |
| A3 | 43 % | 23 % | 33 % |
| B3 | 45 % | 32 % | 23 % |
| A4 | 26 % | 41 % | 33 % |
| B4 | 36 % | 32 % | 32 % |

Tableau 6.7 Distribution de fréquences des réponses à la question C-5

| Version | Pour | Contre | Pas certain |
|----------------|-------------|---------------|--------------------|
| A1 | 75 % | 9 % | 16 % |
| B1 | 62 % | 17 % | 21 % |
| A2 | 70 % | 17 % | 13 % |
| B2 | 54 % | 18 % | 29 % |
| A3 | 54 % | 23 % | 23 % |
| B3 | 65 % | 13 % | 23 % |
| A4 | 40 % | 33 % | 27 % |
| B4 | 39 % | 30 % | 30 % |

En effet, les utilisateurs font plus confiance au comité de bassin pour gérer le programme tandis que les non utilisateurs sont plutôt en faveur d'une gestion par le gouvernement. Ces deux constats sont, globalement, conformes aux rationalités qui sont à la base du comportement des individus.

Les Tableaux 6.8 et 6.9 représentent les distributions de fréquence des réponses combinées aux questions C-2, C-3 et C-4 (utilisateurs) et C-5, C-6 et C-7 (non utilisateurs) selon chaque version. On peut tirer les mêmes conclusions que pour les Tableaux 6.6 et 6.7. En effet, si on additionne la colonne «oui-oui» à la colonne «oui-non» (c'est-à-dire les montants les plus élevés), on constate les mêmes tendances que précédemment. Précisément, on observe que les utilisateurs font davantage confiance au comité de bassin et que les non utilisateurs font plutôt le choix d'une gestion par le gouvernement.

Tableau 6.8 Catégories de réponses des utilisateurs selon chaque version

| Version | Oui-Oui | Oui-Non | Non-Oui | Non-Non |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| A1 | 41 % | 5 % | 9 % | 45 % |
| B1 | 28 % | 24 % | 8 % | 40 % |
| A2 | 12 % | 47 % | 29 % | 12 % |
| B2 | 40 % | 25 % | 20 % | 15 % |
| A3 | 12 % | 35 % | 27 % | 27 % |
| B3 | 30 % | 15 % | 10 % | 45 % |
| A4 | 20 % | 15 % | 30 % | 35 % |
| B4 | 11 % | 32 % | 21 % | 37 % |

Tableau 6.9 Catégories de réponses des non utilisateurs selon chaque version

| Version | Oui-Oui | Oui-Non | Non-Oui | Non-Non |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| A1 | 52 % | 28 % | 0 % | 21 % |
| B1 | 56 % | 12 % | 0 % | 32 % |
| A2 | 50 % | 21 % | 11 % | 18 % |
| B2 | 27 % | 31 % | 19 % | 23 % |
| A3 | 38 % | 15 % | 19 % | 27 % |
| B3 | 36 % | 36 % | 18 % | 11 % |
| A4 | 15 % | 31 % | 27 % | 27 % |
| B4 | 14 % | 29 % | 19 % | 38 % |

6.5.1.2 Le modèle statistique

Puisque nos données relatives aux CAP sont de type intervalle censuré et censuré à droite, par exemple $[30, 60]$ et $[60, +\infty]$ respectivement, le cadre statistique de l'analyse de survie est le plus pertinent [Nelson 1982]. En premier lieu, nous obtenons, à partir de notre enquête $i = 1, 2, \dots, n$ agents (dans notre cas les répondants) auxquelles sont rattachés individuellement des temps de vie y_i (consentements à payer). À partir de ces données, il est possible de construire une fonction de distribution cumulative $F(y)$,

$$F(y) = \Phi \left[(y - \mu) / \sigma \right]$$

où μ et σ sont les vrais valeurs des paramètres de localisation et d'échelle [Carson et al. 1992]. Par la suite, il y a inspection de chacune des unités i un certain nombre de fois j dans le domaine des nombres réels $[0, +\infty]$. La première inspection a lieu à η_1 et la dernière inspection à η_j . Dans l'intervalle $[\eta_{j-1}, \eta_j]$, une unité peut être soit en train de travailler soit brisée. Si une unité est brisée, elle est intervalle censurée puisque $\eta_{j-1} \leq y_i < \eta_j$. Une unité qui est encore en train de travailler à η_j sera traitée comme une unité censurée à droite puisqu'il est connu que $y_i > \eta_j$.

Si η_j est indépendant de y_j , la fonction de vraisemblance est alors :

$$\text{Log } L = \sum_{i=1}^n \ln \left[\Phi \left(\frac{\eta_{ij} - \mu}{\sigma} \right) - \Phi \left(\frac{\eta_{i,j-1} - \mu}{\sigma} \right) \right]$$

Cela est possible puisque η_j peut prendre la valeur de $+\infty$, si l'unité i est toujours en train de travailler. De ce fait, i fera toujours parti d'un intervalle quelconque. Pour estimer la valeur des paramètres de localisation et d'échelle, on doit maximiser la fonction de vraisemblance en assumant une distribution particulière pour Φ , telle que Weibull, exponentielle³⁶ ou autre. Une autre option serait d'utiliser l'estimateur non paramétrique Kaplan-Meier.

6.5.1.3 Estimation non paramétrique des résultats

L'approche non paramétrique Kaplan-Meier³⁷ [Miller 1981] ne fait aucune supposition quant à la forme de la distribution des consentements à payer (CAP). Par ailleurs, cette technique permet d'estimer 1) les fréquences relatives des intervalles de consentements à payer, 2) les probabilités de survie, 3) ainsi que les mesures de tendance centrale (moyenne et médiane). Par exemple, au Tableau 6.10, 13.6% des répondants utilisateurs et non utilisateurs se trouvent dans l'intervalle 0 à 5 \$ et 6.8% sont prêts à payer plus de 250 \$. Pour ce qui est de la probabilité d'être plus grand que la limite supérieure (la troisième colonne du Tableau 6.10), cela correspond à la fonction de survie $S(y)$. Cette fonction est tout simplement le complément de la fonction de distribution cumulative $F(y)$. Sous forme d'équation, $S(y) = 1 - F(y)$. À titre d'exemple, 36 % des répondants sont prêts à payer plus de 60 \$ pour les scénarios proposés. En analyse de survie, on dit que 36 % des répondants survivent à un montant de 60 \$.

³⁶ La distribution exponentielle est un cas spécial de la distribution Weibull. En effet, lorsque le paramètre de localisation est égal à 1, la distribution Weibull devient une distribution exponentielle.

³⁷ On l'appelle aussi la méthode du Produit limite.

Tableau 6.10 Estimation univariée du consentement à payer des utilisateurs et non utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier

| Limite inférieure de l'intervalle | Limite supérieure de l'intervalle | Probabilité d'être plus grand que la limite supérieure | Fréquence relative (distribution de probabilité) |
|--------------------------------------|--------------------------------------|---|---|
| 0 | 5 | .864 | .136 |
| 5 | 20 | .650 | .214 |
| 20 | 30 | .538 | .112 |
| 30 | 60 | .360 | .178 |
| 60 | 120 | .158 | .202 |
| 120 | 250 | .068 | .090 |
| 250 | ∞ | .000 | .068 |

La Figure 6.1 montre les probabilités de survie selon l'estimateur non paramétrique Kaplan-Meier. Les courbes représentent les données complètes et les données censurées à droite pour tout l'échantillon ($n = 375$). Puisque le logiciel Statistica ne permet pas de traiter, en même temps, des données intervalle censurées et des données censurées à droite, nous avons utilisé le point milieu des données intervalle censurées. Ces points milieu correspondent aux données complètes. La Figure 6.1 est simplement la représentation graphique et non paramétrique des probabilités de survie en fonction des montants offerts. Tous les points milieux des intervalles censurés et tous les intervalles censurés à droite sont représentés. On constate que la probabilité de survie est fortement reliée aux montants offerts lors de l'enquête économique. Puisque la probabilité diminue lorsque les montants augmentent, cette relation est décroissante. Cette constatation est tout à fait conforme aux anticipations théoriques et empiriques [Carson et *al.* 1989 ; Loomis et *al.* 1990].

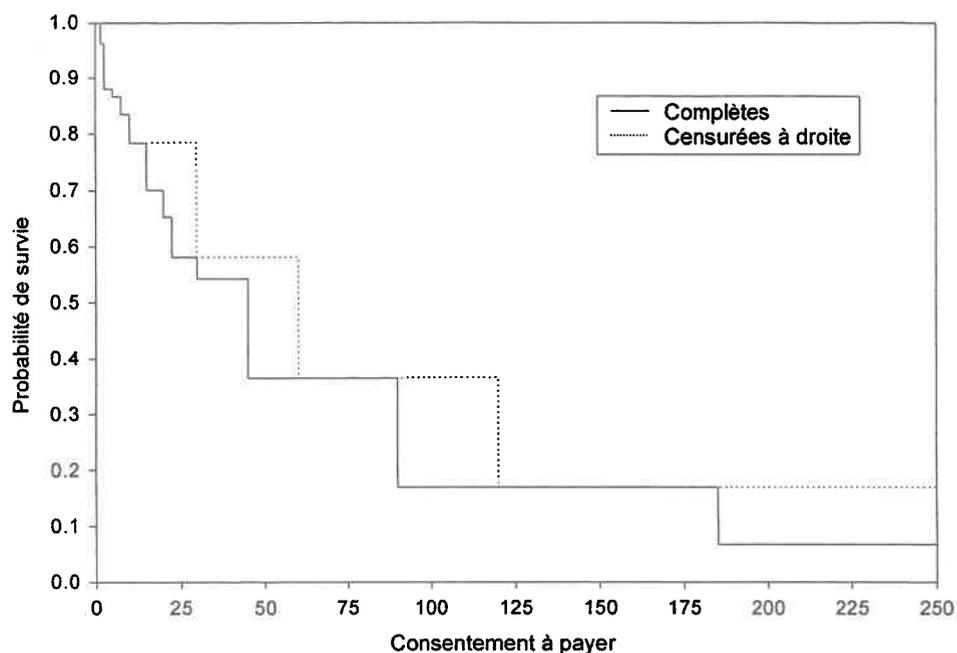


Figure 6.1 Probabilité de survie en fonction du consentement à payer

Les Tableaux 6.11 et 6.12 montrent les résultats non paramétriques des sous échantillons utilisateurs ($n = 169$) et non utilisateurs ($n = 209$). Les probabilités de survie (troisième colonne de chacun des tableaux) sont sensiblement les mêmes pour les montants inférieurs à 60 \$. Les probabilités de survie sont plus grandes au-delà de 60 \$ pour les utilisateurs de la nappe. Par ailleurs, il est reconnu par les praticiens de cette technique que la distribution de probabilité du dernier intervalle (dans notre cas $0,084$ et $[250, \infty]$ des utilisateurs) représente un poids plus grand lorsqu'il est question d'estimer les moyennes. En effet, le dernier intervalle compte pour 21 \$ ($250 \$ * 0,084$) dans l'estimation du CAP moyen des utilisateurs (54.66 \$). Cela expliquerait, dans une large mesure, la différence entre le CAP moyen des utilisateurs et celui des non utilisateurs (34.95 \$).

Tableau 6.11 Estimation univariée du consentement à payer des utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier

| Limite inférieure de l'intervalle | Limite supérieure de l'intervalle | Probabilité d'être plus grand que la limite supérieure | Fréquence relative (distribution de probabilité) |
|-----------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| 0 | 5 | 0.846 | 0.154 |
| 5 | 20 | 0.728 | 0.118 |
| 20 | 30 | 0.554 | 0.174 |
| 30 | 60 | 0.376 | 0.177 |
| 60 | 120 | 0.196 | 0.180 |
| 120 | 250 | 0.084 | 0.112 |
| 250 | ∞ | 0.000 | 0.084 |

Tableau 6.12 Estimation univariée du consentement à payer des non utilisateurs selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier

| Limite inférieure de l'intervalle | Limite supérieure de l'intervalle | Probabilité d'être plus grand que la limite supérieure | Fréquence relative (distribution de probabilité) |
|-----------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| 0 | 7.5 | 0.833 | 0.167 |
| 7.5 | 15 | 0.669 | 0.164 |
| 15 | 30 | 0.522 | 0.146 |
| 30 | 60 | 0.317 | 0.205 |
| 60 | 120 | 0.106 | 0.211 |
| 120 | ∞ | 0.000 | 0.106 |

Les Tableaux 6.13 et 6.14 montrent les résultats non paramétriques des sous échantillons «gestion par le gouvernement» (n = 194) et «gestion par le comité de bassin» (n = 181). Les distributions de probabilité, pour ces deux sous échantillons, sont dans l'ensemble assez identiques. Les trois derniers intervalles comptent pour 39.26 \$ du CAP moyen du sous échantillon «gestion par le gouvernement» qui est de 48.41 \$, tandis que les trois derniers intervalles du sous échantillon «gestion par le comité de bassin» comptent pour 38.10 \$ sur un CAP moyen de 46.42 \$.

Tableau 6.13 Estimation univariée du CAP du sous échantillon «gestion par le gouvernement» selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier

| Limite inférieure de l'intervalle | Limite supérieure de l'intervalle | Probabilité d'être plus grand que la limite supérieure | Fréquence relative (distribution de probabilité) |
|-----------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| 0 | 5 | 0.876 | 0.124 |
| 5 | 20 | 0.666 | 0.211 |
| 20 | 30 | 0.560 | 0.106 |
| 30 | 60 | 0.361 | 0.199 |
| 60 | 120 | 0.120 | 0.240 |
| 120 | 250 | 0.080 | 0.040 |
| 250 | ∞ | 0.000 | 0.080 |

Tableau 6.14 Estimation univariée du CAP du sous échantillon «gestion par le comité de bassin» selon l'estimateur non paramétrique de Kaplan-Meier

| Limite inférieure de l'intervalle | Limite supérieure de l'intervalle | Probabilité d'être plus grand que la limite supérieure | Fréquence relative (distribution de probabilité) |
|-----------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| 0 | 5 | 0.845 | 0.155 |
| 5 | 20 | 0.628 | 0.218 |
| 20 | 30 | 0.508 | 0.119 |
| 30 | 60 | 0.347 | 0.161 |
| 60 | 120 | 0.178 | 0.169 |
| 120 | 250 | 0.051 | 0.127 |
| 250 | ∞ | 0.000 | 0.051 |

Afin de mettre en lumière les principales différences entre les sous échantillons et tout l'échantillon, nous utiliserons les mesures de tendance centrale. Carson et *al.* (1997) suggèrent que la borne inférieure du consentement à payer moyen CAP_{LI} constitue une estimation non paramétrique raisonnable de la vraie mesure du CAP. On appelle aussi cet estimateur moyenne non paramétrique de Turnbull.

Elle est définie par l'équation suivante :

$$CAP_{Ll} = 0 * Pr (0 \leq CAP < t_1) + t_1 * Pr (t_1 \leq CAP < t_2) \\ + \dots + t_{k-1} * Pr (t_{k-1} \leq CAP < t_k) + t_k * Pr (CAP > t_k)$$

où t_k = montants d'argent (redevances ou taxes) proposés

k = nombre de valeurs que peut prendre t_k

Pr = distribution de probabilité

Pour ce qui est de l'estimation de la médiane des CAP dans un contexte non paramétrique, Miller (1981) suggère d'utiliser la technique d'interpolation. Le Tableau 6.15 montre les CAP moyens et médians estimés.

Tableau 6.15 Estimation des moyennes et des médianes du CAP de l'échantillon et des sous-échantillons

| Échantillon | No. d'observations | CAP moyen | CAP médian |
|--------------------|--------------------|-----------|------------|
| | (n) | (\$) | (\$) |
| Tout l'échantillon | 375 | 48.58 | 36.40 |
| Utilisateurs | 169 | 54.66 | 39.10 |
| Non utilisateurs | 209 | 34.95 | 33.22 |
| Comité de bassin | 181 | 46.42 | 31.49 |
| Gouvernement | 194 | 48.41 | 39.05 |

Comme on peut le constater, les CAP moyens et médians des utilisateurs et des non utilisateurs se trouvent dans l'intervalle 30 à 60 \$. Ce résultat est assez surprenant puisque les montants offerts aux non utilisateurs étaient de moitié inférieurs à ceux offerts aux utilisateurs. Cela laisse supposer dans un premier temps que les valeurs d'usage passif sont élevées. Les CAP moyens des sous échantillons «comité de bassin» et «gouvernement» sont sensiblement les mêmes tandis que les médianes diffèrent. On doit

toutefois demeurer prudent quant à l'interprétation des résultats relatifs aux moyennes non paramétriques. En effet, le poids démesuré que représente la probabilité appliquée au dernier intervalle nous suggère de poursuivre l'analyse en utilisant la modélisation paramétrique. Les sous chapitres suivants font l'objet des analyses paramétriques univariée, bivariée et multivariée.

6.5.1.4 Analyse paramétrique univariée des CAP

Une analyse de nos données est réalisée dans le cadre de la méthode de régression paramétrique. Cette analyse univariée de nos données permet d'estimer l'allure générale de la courbe de régression sans faire intervenir de variables explicatives. La technique du Maximum de vraisemblance est utilisée pour déterminer laquelle des distributions représente le mieux nos données brutes. Cameron (1989) a montré la supériorité de la technique du maximum de vraisemblance (ML) par rapport à la technique des moindres carrés (OLS) lorsqu'il est question de données organisées en intervalles. Les distributions de Weibull, exponentielle, Gompertz et hasard linéaire sont analysées et les résultats sont reportés au Tableau 6.16.

Tableau 6.16 Log de Vraisemblance pour différentes distributions

| | Log de Vraisemblance |
|-------------------------------|----------------------|
| Données brutes | -612.9 |
| Weibull | -825.1 |
| Exponentielle $n(i) * h(i)$ | -742.1 |
| Gompertz | -826.9 |
| Hasard linéaire $n(i) * h(i)$ | -740.2 |

$n(i)$ = signifie le nombre d'observations exposées au risque dans l'intervalle i

$h(i)$ = signifie la largeur de l'intervalle i (dans notre cas la largeur est de 10 pour tous les intervalles)

Les distributions hasard linéaire et exponentielle représentent le mieux nos données brutes³⁸ (i.e. les valeurs que prennent ces deux distributions sont les plus près de la valeur correspondant aux données brutes (-612.9)). La distribution exponentielle est choisie pour des raisons pratiques. En effet, cette distribution est beaucoup mieux documentée dans la littérature existante et les mesures de tendance centrale sont estimées avec plus de précision que dans le cas de la distribution hasard linéaire. La Figure 6.2 montre les données observées et le modèle exponentiel correspondant. Loomis (1990) considère ce type de courbe (probabilité de survie en fonction du CAP, aussi appelée fonction de survie) comme une «quasi demande» pour une ressource environnementale donnée. Carson (1992) affirme, quant à lui que la fonction de survie correspond à la courbe de demande pour le bien public étudié. Sans minimiser l'utilité d'une telle courbe, nous croyons que cette dernière interprétation est plutôt réductrice en regard d'une vraie courbe de demande hicksienne inverse, c'est-à-dire affichant une relation marginale prix/quantité.

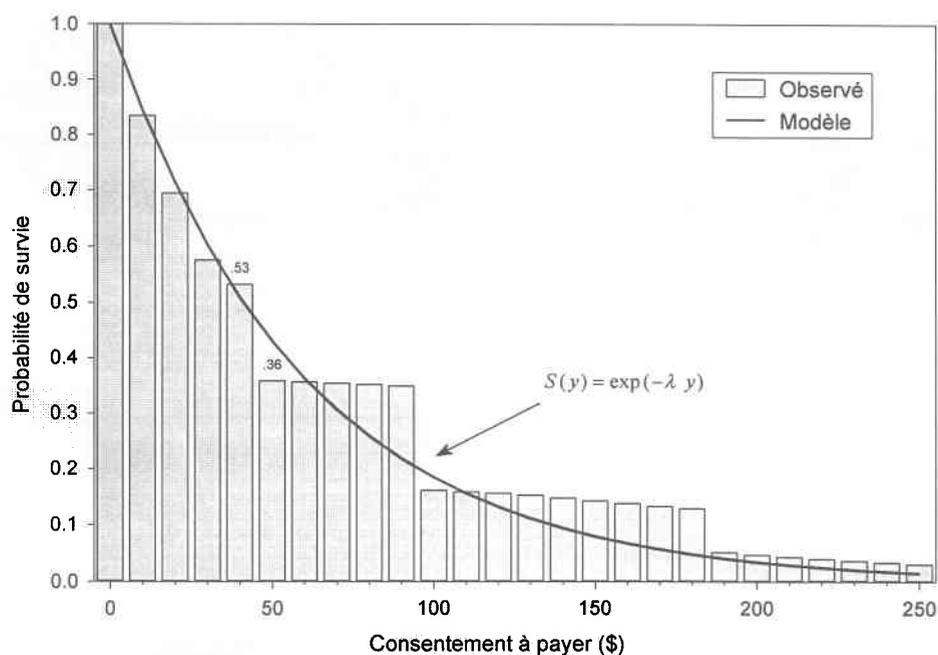


Figure 6.2 Fonction de survie (données observées vs modèle exponentiel)

³⁸ Ces deux distributions ont été estimées à l'aide d'un facteur de pondération $w(i)$, où $w(i) = n(i) * h(i)$

La valeur de lambda λ est 0.016878 avec une erreur type de 0.001015. La moyenne est égale à :

$$\theta = \frac{1}{\lambda}$$

Donc $\theta = 59.25$

La médiane s'évalue graphiquement pour n'importe quelle distribution. C'est le 50^{ième} quantile de la distribution cumulative de survie. Il s'agit d'identifier ce point sur l'axe vertical et de tracer une ligne horizontale jusqu'à la courbe de survie et à partir de là, de descendre verticalement jusqu'à l'axe horizontal. C'est à ce point (41.07) qu'on trouve la médiane. Le i ^{ième} quantile (ou P quantile) de la distribution exponentielle est la solution de $P = 1 - \exp(-y_p / \theta)$, c'est-à-dire :

$$y_p = -\theta \ln(1 - P)$$

Si $P = 0.5$, on trouve la médiane $y_{0.5}$ égale à 41.07. Cela signifie que 50% des répondants sont prêts à payer \$41.07 par ménage et par année pour un programme de protection des eaux souterraines (gouvernement central ou comité de bassin).

6.5.1.5 Estimation de la demande à l'aide de l'analyse bivariée

Lors de la cinquième étape, nous mettons en relation les CAP (prix) et les niveaux de provision de la ressource eau souterraine (qualité/quantité) selon la forme fonctionnelle retenue lors de l'étape quatre. Cette importante étape permettra de dégager la courbe de demande hicksienne inverse pour un programme de protection des eaux souterraines de la région au nord de Montréal. La surface sous cette courbe correspond au consentement à payer moyen. Ce résultat sera par la suite comparé à la moyenne non paramétrique de l'étape trois. Le modèle de régression utilisé [Statistica 1997] présuppose que la distribution des temps de survie, dans notre cas les CAP, est

exponentielle et contingente aux valeurs d'un certain nombre de variables explicatives Z_i . De façon plus formelle, cette distribution est exprimée par l'équation suivante :

$$S(z) = \exp(a + b_1z_1 + b_2z_2 + \dots + b_mz_m)$$

$S(z)$ représente les consentements à payer, a est une constante et les b_i 's sont les paramètres de régression. Si on met en relation les niveaux de provision de la ressource eau souterraine (la variable NIVEAU) et les consentements à payer, on obtient les résultats suivants (Tableau 6.17):

Tableau 6.17 Résultats de l'analyse bivariée

| Variable | Coefficient | Erreur-Type | Statistique de Student (t) |
|-----------|-------------|-------------|----------------------------|
| NIVEAU | 0.008681 | 0.002959 | 2.93 |
| Constante | 3.552376 | 0.224417 | 15.83 |

n=300 $\chi^2 = 8.26$ p = 0.00406

La valeur du Chi-carré³⁹ est calculée comme une fonction du Log de vraisemblance du modèle incluant toutes les variables explicatives (L_1) et aussi comme une fonction du Log de vraisemblance du modèle où toutes les variables explicatives ont été forcées à 0 (L_0). L'hypothèse nulle est la suivante : la variation de la distribution des réponses est la même pour le modèle nul (L_0) et pour le modèle avec paramètres (L_1). Selon l'hypothèse nulle, les variables indépendantes ne seraient pas reliées de façon significative aux réponses des répondants.

³⁹ De façon plus spécifique, la valeur du Chi-carré est calculée de la façon suivante : $\chi^2 = -2 * (L_0 - L_1)$

L'hypothèse alternative serait qu'il y a une différence dans la variation de la distribution des réponses et cela serait dû à l'ajout de variables indépendantes dans le modèle. Dans le cas du modèle bivarié, la valeur empirique du Chi carré est de 8.26. La valeur critique est $\chi^2_{(0.05,1)} = 3.84$. On doit donc rejeter l'hypothèse nulle puisque $8.26 > 3.84$ et conclure que notre variable explicative NIVEAU est reliée de façon significative aux CAP. On constate par ailleurs, que les statistiques (t) relatives à la variable NIVEAU et à la constante sont significatives au niveau de $\alpha = 0.01$. De plus, à la valeur empirique de Chi carré correspond une probabilité d'erreur de 0.4 % ($p = 0.00406$), ce qui est peu.

Graphiquement on obtient la courbe de demande totale suivante :

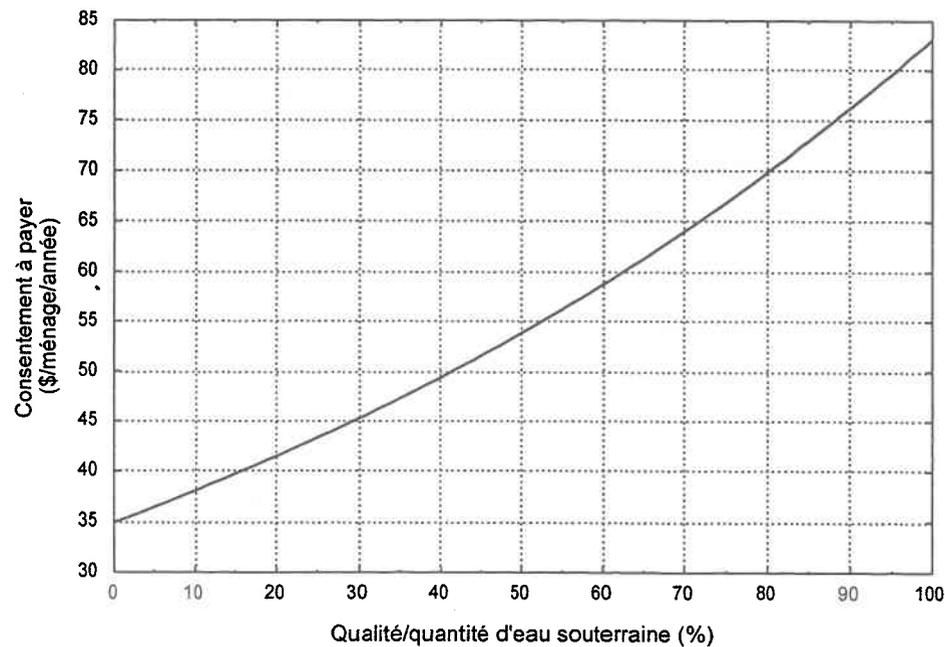


Figure 6.3 Courbe de demande totale pour la qualité/quantité d'eau souterraine

Il est dès maintenant possible de calculer la variation compensatoire (VC) pour l'ensemble de la ressource. C'est le CAP pour 100% de qualité/quantité moins le CAP pour 0% de qualité/quantité $VC = 83.14 - 34.90 = \$48.24$. Il peut toutefois être utile pour

le preneur de décisions de connaître les relations marginales plutôt que totales des coûts et bénéfices. En effet, la connaissance des coûts et bénéfices totaux nous permet de dire si une augmentation Pareto est possible tandis que les relations marginales nous indiquent si le changement correspond à une position Pareto optimale. Cette connaissance du point optimal de production et du prix optimal constitue généralement une information de grande valeur lors de la prise de décision. Afin d'obtenir la demande marginale, on dérive l'équation de la demande totale et on obtient :

$$\frac{d(S(z))}{dz} = (\exp(3.5524 + .008681z_1) * .008681) = f(z)$$

La Figure 6.4 illustre cette demande marginale :

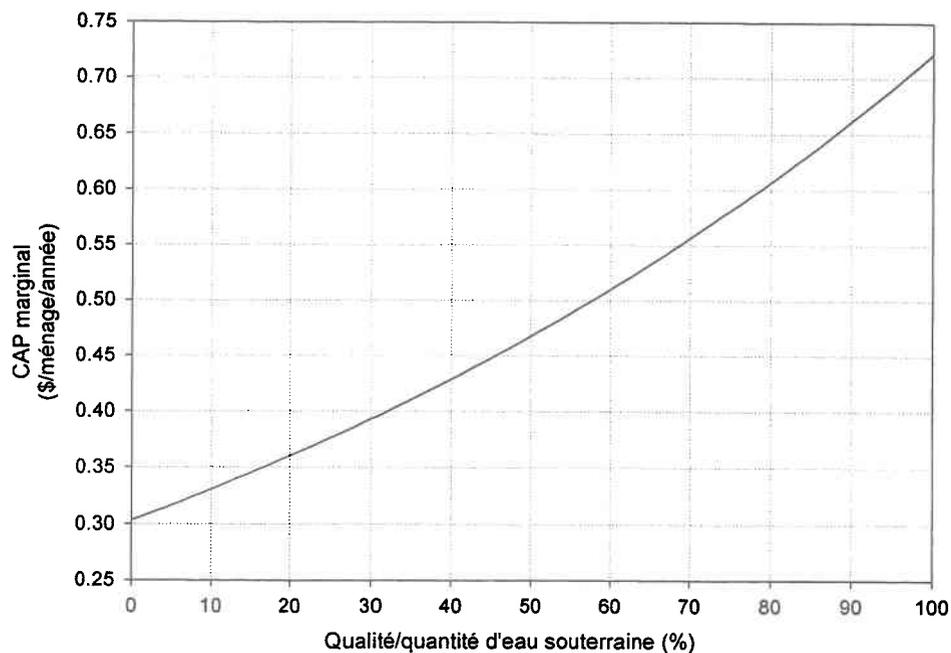


Figure 6.4 Courbe de demande hicksienne

Le CAP espéré correspond à la surface sous la courbe de demande marginale pour l'ensemble de la ressource (de 0% à 100%).

$$\int_0^{100} f(z) dz = 48.24$$

C'est donc dire que le ménage moyen au nord de Montréal serait prêt à déboursier 48.24\$ par année pour un programme de protection des eaux souterraines au nord de Montréal. Ce programme assurerait la fourniture d'une eau de niveau 100% qualité/quantité. C'est pourquoi il est possible d'inférer ce paiement à la ressource plutôt qu'au programme. La valeur brute du programme ou de la ressource (sans tenir compte des coûts de production) est équivalente à ce montant multiplié par le nombre de ménages au nord de Montréal. Ce montant annuel devra être reporté durant un certain nombre d'années (par exemple 60 ans). Il faudra alors actualiser tous ces paiements ultérieurs à l'aide d'un taux d'actualisation social réel. On doit aussi noter que ce montant de 48.24 \$ est légèrement en deçà de la moyenne non paramétrique précédemment estimée (48.58 \$). De plus, il est possible d'estimer d'autres niveaux de ressource en modifiant les bornes d'intégration. Cet exercice a pour but de montrer que le précédent modèle permet notamment, de quantifier des pertes ou des gains de qualité/quantité d'eau souterraine. Le Tableau 6.18 nous informe de certaines possibilités :

Tableau 6.18 Bénéfice obtenu (ou perdu) selon différents niveaux de qualité/quantité d'eau souterraine

| Niveau initial (%) | Niveau final (%) | Bénéfice (\$) |
|-----------------------|---------------------|------------------|
| 0 | 50 | 18.97 |
| 50 | 100 | 29.27 |
| 20 | 40 | 7.87 |
| 40 | 60 | 9.36 |
| 95 | 75 | 12.69 |

Pour ce qui est de la pente positive plutôt que négative de la demande marginale, Starrett (1972) a montré que ce phénomène est courant lorsqu'on est en présence d'externalités. Brookshire et al. (1985) ont trouvé des fonctions marginales positives (une augmentation du CAP pour une augmentation des unités de visibilité de l'air au Grand Canyon). Par ailleurs, Stenger (1994) a montré que les actifs environnementaux (notamment l'aquifère alsacien) s'inscrivent dans une dimension économique supérieure à l'intérêt personnel et que l'évaluation de tels actifs est non conforme aux axiomes de l'utilité espérée. Dans ce contexte, il est tout à fait plausible que notre estimation de la demande pour l'eau souterraine ne respecte pas la «loi» de l'utilité marginale décroissante.

6.5.1.6 Estimation multivariée de la fonction d'évaluation

Lors de l'étape cinq, nous avons réalisé une analyse bivariée du CAP en fonction du niveau de provision de la ressource. Une constante a et le paramètre de régression relié à la variable explicative NIVEAU ont été estimés. Puisqu'aucune autre variable explicative n'a été prise en compte, le terme constant a représente l'influence combinée des facteurs autres que la variable NIVEAU. Bien que la moyenne échantillonnale du CAP puisse être évaluée sans variables explicatives [Cameron 1994], il peut être pertinent de faire intervenir d'autres variables pour trois raisons principales. D'abord, nous savons que les opinions, revenus et autres caractéristiques diffèrent d'un individu à l'autre. La prise en compte de ces facteurs permettrait une estimation plus précise (c'est-à-dire moins de variance inexpliquée) de l'effet de la variable NIVEAU sur le CAP. Ensuite, l'addition de variables explicatives nous permettrait de vérifier la consistance des réponses aux questions d'évaluation. Pour ce faire, les signes (+ et -) estimés sont comparés avec les anticipations théoriques. Enfin, des analyses de sensibilité sont possibles et souhaitables sur certaines variables. En effet, les informations tirées de ces analyses peuvent être utiles lors de la prise de décision. Dans un premier temps, nous faisons une analyse des variables PATRI et USAGE. Les significations et caractéristiques de ces variables sont les suivantes :

USAGE = Ceux qui considèrent l'eau souterraine comme une source d'approvisionnement en eau pour cuisiner et boire. C'est une variable dichotomique (question B-4-1). La valeur de 1 est attribuée à ceux qui ont répondu très important et important et 0 autrement.

PATRI = Ceux qui cherchent à protéger l'eau souterraine pour qu'eux-mêmes ou d'autres personnes puissent l'utiliser dans le futur. C'est une variable dichotomique (question B-4-4). La valeur de 1 est attribuée à ceux qui ont répondu très important et important et 0 autrement.

Les coefficients, leurs Statistiques-t⁴⁰, les erreurs type ainsi que les moyennes sont reportés au Tableau 6.19.

Tableau 6.19 Résultats du modèle exponentiel du CAP sur les variables PATRI et USAGE

| Variable | Coefficient | Statistique-t | Erreur type | Moyenne |
|-----------|-------------|--------------------|-------------|---------|
| USAGE | 0.563 | 1.808 ^c | 0.311 | 0.95 |
| PATRI | 0.565 | 1.240 | 0.455 | 0.98 |
| Constante | 3.069 | 6.051 ^a | 0.507 | |

a signifie un niveau de signification de 0.01

c signifie un niveau de signification de 0.10

Les derniers résultats nous informent que les valeurs d'usage passif (PATRI) comptent pour 42.6 % de l'ensemble de toutes les valeurs tandis que 57.4 % sont des valeurs d'usage (USAGE)⁴¹. Il est à noter que le niveau de signification de la variable PATRI ($t = 1.24$) est de 0.215 selon la loi normale centrée réduite.

⁴⁰ Les correspondances (niveau de signification \Rightarrow statistique-t) sont les suivantes :

| Niveau de signification | Statistique-t |
|-------------------------|---------------|
| 0,01 | 2,58 |
| 0,05 | 1,96 |
| 0,10 | 1,69 |

⁴¹ Pour ce modèle, le CAP est de 64.20 \$ et les valeurs d'usage passif comptent pour 27.37 \$ ou 42.6 %.

Dans un deuxième temps, nous présentons au Tableau 6.21 la fonction d'évaluation qui a été retenue. Nous n'avons conservé dans ce modèle que les variables ayant un niveau de signification supérieur à 0.17 (soit un $t > |1.36|$). La signification de chacune de ces variables est présentée au tableau suivant :

Tableau 6.20 Signification des variables explicatives du modèle retenu

| Variabes | Signification |
|-----------------|---|
| REVENU | = revenu annuel de la famille du répondant |
| NIVEAU | = niveau estimé par le répondant pour la qualité/quantité d'eau |
| ENVIR | = 1 si le répondant a un niveau de sensibilisation vraiment élevé ou élevé et 0 autrement |
| UTILISAT | = 1 si le répondant est un utilisateur de la nappe d'eau souterraine et 0 autrement |
| EAUBOUT | = 1 si le répondant consomme de l'eau embouteillée et 0 autrement |
| BASSIN | = 1 si le répondant est pour la gestion par le comité de bassin et 0 autrement |
| PROPRIO | = 1 si le répondant est propriétaire et 0 s'il est locataire |

Tableau 6.21 Résultats de la fonction d'évaluation exponentielle

| Variable | Coefficient | Erreur Type | Statistique-t | Moyenne |
|-----------------|--------------------|--------------------|----------------------|----------------|
| REVENU | 0.000015 | 0.000005 | 3.11 ^a | 44552.48 |
| NIVEAU | 0.01151 | 0.0036 | 3.20 ^a | 73.93 |
| ENVIR | 0.3970 | 0.2113 | 1.88 ^c | 0.78 |
| UTILISAT | 0.2557 | 0.1866 | 1.37 | 0.42 |
| EAUBOUT | -0.3928 | 0.1931 | -2.03 ^b | 0.41 |
| BASSIN | 0.5385 | 0.2115 | 2.55 ^b | 0.77 |
| PROPRIO | -0.3550 | 0.2617 | -1.36 | 0.78 |
| Constante | 2.375 | 0.4239 | 5.60 ^a | |

n = 202 $\chi^2 = 36.1$ dl = 7 p = 0.00001

a signifie un niveau de signification de 0.01

b signifie un niveau de signification de 0.05

c signifie un niveau de signification de 0.10

Pour ce qui est du modèle mutivarié, la valeur empirique du Chi-carré est de 36.1. La valeur critique, au niveau de signification 0.05 et sept degrés de liberté, est $\chi^2_{(0.05, 7)} = 14.06$. On doit donc rejeter l'hypothèse nulle et conclure que nos variables explicatives sont reliées de façon significative aux CAP.

Bien que la variable REVENU soit significative ($\alpha = 0.01$), son coefficient est très petit et conséquemment son influence sur le consentement à payer est aussi petite. L'élasticité de la demande par rapport au revenu permet d'exprimer la place qu'occupe un bien dans le budget des consommateurs [Deaton et Muellbauer 1980]. Dans notre cas, une augmentation de revenu de 10% n'augmente le CAP⁴² que de 0.00015%⁴³. Cela signifie que l'eau souterraine occupe une très petite place dans le budget des consommateurs. Graphiquement, on obtiendrait une courbe presque plate mais tout de même ayant une pente positive. On qualifie ce type de biens de première nécessité. D'autres études ont trouvé des élasticités d'Engel de 1.39 pour la pêche récréative aux Etas-Unis et de 1.45 pour une réduction des émissions sulfuriques en Norvège [Navrud 1989]. De plus, tel que spécifié par Just et al. (1982), lorsque l'effet revenu est petit ou égal à 0, les courbes de demande compensée hicksienne (surplus compensatoire ou équivalent) et de demande marshallienne coïncident. On peut donc considérer le surplus compensatoire de notre étude comme une bonne approximation du surplus du consommateur marshallien puisque l'effet revenu est presque nul.

On constate que le niveau de sensibilisation à l'environnement, ENVIR, des répondants est un déterminant important de la demande pour l'eau souterraine. Le coefficient d'élasticité du CAP par rapport à ce niveau de sensibilisation indique qu'une augmentation de 10% du niveau de sensibilisation a pour effet d'augmenter le CAP de 4%. Que l'on soit ou non consommateur d'eau embouteillée, EAUBOUT, contribue aussi à expliquer le CAP des ménages. Une augmentation de 10% du nombre de consommateurs d'eau embouteillée diminue de 4% le CAP pour l'eau souterraine.

⁴² Le CAP annuel par ménage de notre étude est une expression de la demande pour le bien en question.

⁴³ L'élasticité-revenu de la demande de notre étude est égale au coefficient estimé (0.000015). Pour des biens non marchands, ce coefficient d'élasticité est aussi appelé élasticité d'Engel.

Ce constat est conforme aux anticipations théoriques puisque l'eau souterraine est le substitut par excellence de l'eau embouteillée. De façon intuitive, il est raisonnable de penser que si on est consommateur d'eau embouteillée, on sera peu enclin à déboursier pour l'eau souterraine. Que l'on soit pour un programme de gestion par un comité de bassin, BASSIN, est un autre déterminant important du CAP pour l'eau souterraine. En effet, son lien significatif ($t = 2.55$) ainsi que son coefficient de 0.54 en font la variable explicative ayant le plus de poids parmi l'ensemble de toutes les variables. Une augmentation de 10% du nombre de ménages en faveur d'une gestion par comité de bassin a pour effet d'augmenter le CAP de 5.4%. Si on est utilisateur de la nappe d'eau souterraine, UTILISAT, est aussi un déterminant du CAP pour l'eau souterraine⁴⁴. Les résultats indiquent que le CAP augmente de 2.6% lorsque le nombre d'utilisateurs augmente de 10%. Enfin, le fait d'être propriétaire plutôt que locataire contribue aussi à expliquer le CAP pour l'eau souterraine. Le CAP diminue de 3.6 % lorsque le nombre de propriétaires augmente de 10%. Ce résultat peut paraître surprenant mais on se souviendra que les gens considèrent l'eau souterraine comme un bien de première nécessité et que, de plus, le niveau de taxation des individus est déjà très élevé dans le contexte économique actuel.

6.5.2 Comparaison des différents modèles

Le Tableau 6.22 et la Figure 6.5 montrent les différences entre les trois approches : 1) l'approche paramétrique univariée 2) l'approche paramétrique bivariée (CAP - NIVEAU) ainsi que 3) l'approche paramétrique multivariée (7 variables explicatives). On doit aussi noter que les différences proviennent non seulement de l'utilisation de modèles différents mais aussi du fait que le nombre d'observations diffère d'un modèle à l'autre. On a aussi fait intervenir les résultats de la méthode utilisée par Carson et *al.* (1997) ; c'est-à-dire la limite inférieure de la moyenne non paramétrique (CAP_{LI}). Tel que déjà mentionné, la médiane correspondante (36.40 \$) a été estimée par interpolation.

⁴⁴ Il est à noter que les estimateurs des variables UTILISAT et PROPRIO ne sont pas statistiquement différents de zéro (faibles statistique-t). Par conséquent, il faut demeurer prudent quant aux conclusions que l'on peut tirer de ces deux variables.

Les médianes des trois autres modèles ont été estimées par la méthode du P-quantile de la distribution exponentielle ou $y_{0.5} = -\theta \ln(1-P)$. Le CAP moyen du modèle multivarié a été estimé de la façon suivante⁴⁵ : toutes les variables explicatives (sauf la variable NIVEAU) ont été ajustées à leur moyenne multipliée par leur coefficient. Ces différents produits ont été additionnés ensemble et le résultat a été par la suite additionné à la constante pour former une constante globale. Cette façon de faire est utilisée pour transformer un modèle multivarié en modèle bivarié [Loomis et al. 1990]. La suite des procédures reste la même que pour le modèle bivarié ; c'est-à-dire en faisant varier la variable NIVEAU de 0 à 100%.

Tableau 6.22 Comparaison des moyennes et des médianes de tous les modèles

| Modèle | No. observations | CAP moyen (\$) | CAP médian (\$) |
|-------------------|------------------|----------------|-----------------|
| Multivarié | 202 | 67.17 | 46.56 |
| Univarié | 375 | 59.25 | 41.07 |
| Bivarié | 300 | 48.24 | 33.44 |
| CAP _{LI} | 375 | 48.58 | 36.40 |

La Figure 6.5 montre les trois modèles estimés. On constate que le modèle univarié se situe entre les deux autres modèles. Le modèle multivarié demeure celui ayant la probabilité de survie la plus élevée pour tous les niveaux de CAP. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les résultats du modèle multivarié sont basés sur les réponses de 202 répondants très motivés à répondre aux nombreuses questions⁴⁶. On peut présumer que ce sont des gens préoccupés par la question des eaux souterraines et prêts à payer plus cher. Le modèle bivarié est celui ayant la probabilité de survie la moins élevée. C'est aussi celui dont la moyenne se rapproche le plus du CAP_{LI}.

⁴⁵ Les données du Tableau 6.21 ont été utilisées pour réaliser cette estimation.

⁴⁶ Ces 202 répondants ont répondu au moins aux questions correspondant aux sept variables explicatives.

Parce que le modèle bivarié génère des résultats conservateurs, parce qu'il permet l'utilisation de la variable NIVEAU (et conséquemment l'utilisation d'une courbe de demande hicksienne) et parce que ses résultats sont basés sur les réponses de 300 répondants plutôt que 202 dans le modèle multivarié, nous optons pour l'utilisation de ce modèle pour la suite de l'analyse.

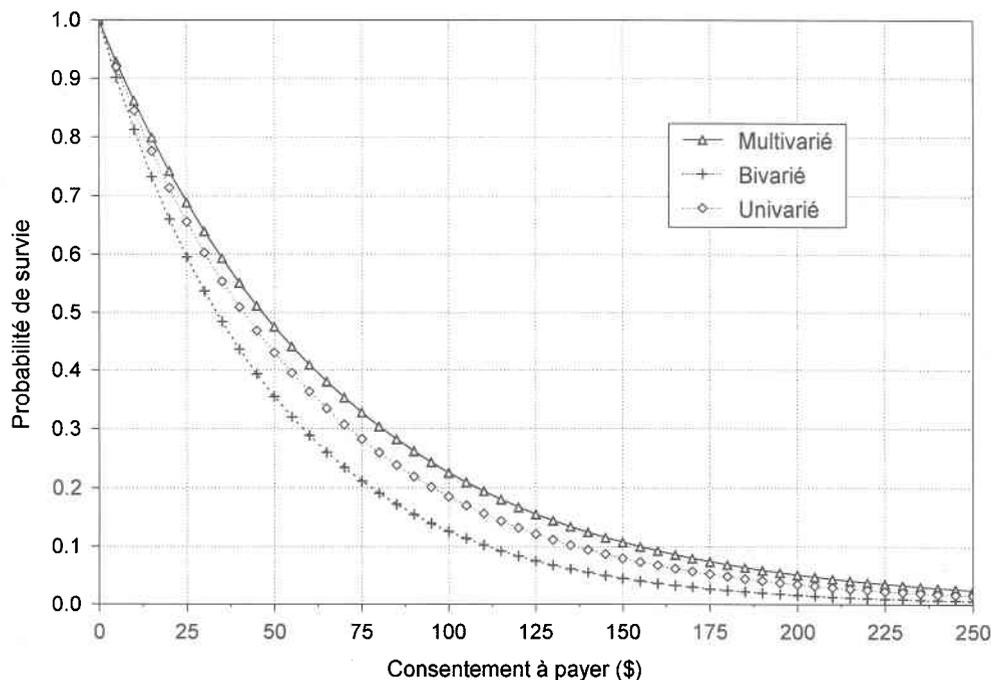


Figure 6.5 Comparaison des trois modèles

6.5.3 Originalité de la recherche

L'originalité de cette recherche a principalement consisté à construire une vraie courbe de demande hicksienne. Pour ce faire, nous avons inclus dans le questionnaire deux questions (C-9 et C-10) qui ont permis aux répondants de fixer leurs propres niveaux de provision de la ressource eau souterraine (NIVEAU). Ces questions sont formulées de la façon suivante :

C-9 Pensez-vous que le programme de gestion par le gouvernement serait complètement efficace? C'est-à-dire qu'il ferait en sorte que l'eau souterraine soit définitivement de bonne qualité et en quantité suffisante. (En d'autres termes, un programme efficace à 100% conduirait à un niveau de qualité/quantité d'eau souterraine de 100%. Un programme efficace à 50% conduirait à un niveau de qualité/quantité d'eau souterraine de 50%)

- | | | |
|---|-------------|--------------------|
| 1 | Oui | (Passez à C-11) |
| 2 | Non | (Continuez à C-10) |
| 8 | Pas certain | (Continuez à C-10) |

C-10 À quel niveau d'efficacité, en pourcentage, pensez-vous ?
(100% est complètement efficace et 0% est complètement inefficace)

Pourcentage _____ %

Lors de l'analyse des résultats, ces niveaux ont été mis en relation avec les CAP exprimés au préalable pour finalement obtenir une courbe composée de 22 points moyens prix-quantité. Cette façon de faire est originale puisqu'elle n'a pas encore été proposée par les praticiens de la MÉC. En somme, les répondants ont non seulement exprimé leur consentement à payer pour un programme de protection permettant d'éviter une détérioration de l'état des ressources en eaux souterraines au nord de Montréal, mais ils ont aussi exprimé leurs perceptions quant à l'efficacité du programme en question. Or, tel que décrit à la question C-9, nous avons relié directement le niveau d'efficacité du programme de protection au niveau de qualité/quantité d'eau souterraine. C'est ainsi que CAP et niveaux de qualité/quantité d'eau souterraine ont pu être reliés et par la suite utilisés lors de la construction de la courbe de demande.

Les avantages de procéder ainsi sont les suivants :

- 1- Le respect du principe de la souveraineté du consommateur
- 2- On a affaire à la variation compensatoire (VC) plutôt qu'au surplus compensateur (SC)
- 3- Une meilleure connaissance de l'incertitude de l'offre du bien
- 4- Une meilleure précision de la courbe estimée et ainsi de la valeur de la ressource

Les paragraphes suivants ont pour objet d'expliquer de façon plus détaillée les avantages énumérés précédemment.

Avantage #1) Dans un marché de concurrence parfaite où il n'y a que des biens privés, le principe de souveraineté du consommateur est respecté. En effet, le consommateur choisit d'acheter ou de ne pas acheter au prix affiché une certaine quantité d'un bien quelconque. Il peut aussi acheter à plus bas prix une quantité supérieure de ce même bien (en termes marginaux, bien sûr). Lorsqu'il est question de biens publics ou quasi publics, les quantités offertes sont généralement fixes. On dit alors que les quantités sont imposées. Le consommateur n'a pas le choix de la quantité de bien public qu'il aimerait consommer. Dans certains cas, il aura le choix de payer pour ce bien (par exemple, un parc de conservation où on applique le principe de l'utilisateur payeur); dans d'autres cas, il n'a pas le choix (par exemple la défense nationale). Dans le cas de notre étude, le consommateur choisit son propre niveau de consommation.

Avantage # 2) Dans les cas où la souveraineté du consommateur n'est pas respectée, la vraie mesure du surplus du consommateur est le surplus compensateur (SC). Dans notre cas, le consommateur choisit sa quantité et décide d'acheter ou de ne pas acheter au prix suggéré. La vraie mesure du surplus du consommateur est alors la variation compensatoire (VC). Cette façon de faire permet d'éliminer en partie cette contrainte sur le consommateur et de produire une estimation plus juste des CAP et conséquemment de la ressource. Le lecteur peut se référer à la fin de la section 3.1.2 afin de mieux apprécier les fondements théoriques qui sous tendent cet avantage. En somme, la VC est une mesure plus précise du surplus du consommateur marshallien (SM) que le SC. En effet : $SC < VC < SM$ [Smith et al. 1986].

Avantage #3) Il a été montré dans de nombreuses études qu'il existe une incertitude quant à l'efficacité des programmes de protection des ressources collectives. Par exemple, Sun (1992) affirme que pour des raisons de simplification, les programmes de protection sont présumés être efficaces à 100%. Or, soutient-il, on devrait prendre en compte toute diminution d'efficacité du programme (et c'est la réalité dans la plupart des

cas). Un programme efficace à 50% réduirait certainement la valeur de ce programme. C'est l'incertitude du côté de l'offre du bien⁴⁷. En permettant aux gens d'exprimer leurs perceptions subjectives de l'efficacité du programme, on prend en compte la partie « valeur liée à l'incertitude du côté de l'offre » qui est une composante de la valeur d'option laquelle est aussi une composante du prix d'option⁴⁸. Il est aussi possible, par le biais de la fonction d'évaluation, d'estimer cette valeur liée à l'incertitude de l'offre⁴⁹.

Avantage #4) Enfin, l'introduction d'une question liée au niveau d'offre du programme de protection nous permet d'obtenir une courbe de demande beaucoup plus précise. En effet, notre courbe a été construite à l'aide de 22 points prix/quantité. L'évaluation de pertes ou de gains environnementaux (en termes monétaires) peut alors être réalisée de façon précise même si ces pertes ou gains sont marginaux (par exemple de l'ordre de $\pm 10\%$).

La suite de cette section a pour objet de montrer comment sont formées les courbes de demande pour les biens publics ou quasi publics. Pour ce faire, nous utiliserons les cas les plus représentatifs et souvent mentionnés dans la littérature et nous montrerons pourquoi la méthode utilisée dans cette recherche offre des mesures plus précises.

Tel que Samuelson (1954) le montra dans son analyse sur les biens publics, la sommation verticale des courbes de demande individuelle constitue la bonne méthode pour estimer la courbe de demande totale agrégée pour les biens publics⁵⁰. La Figure 6.6 montre comment serait formée une courbe de demande totale agrégée dans un monde où il n'y aurait que deux individus.

⁴⁷ Il existe aussi de l'incertitude du côté de la demande du bien. Un individu peut consentir à payer un certain montant maintenant, et ne pas être certain de vouloir ou de pouvoir le faire dans le futur.

⁴⁸ Le prix d'option est égal à la valeur espérée du surplus du consommateur hicksien plus la valeur d'option [Fisher et Raucher 1984].

⁴⁹ Cette valeur est estimée à la fin de la présente section.

⁵⁰ Lorsqu'il est question de biens privés, la courbe de demande totale agrégée est obtenue par la sommation horizontale des courbes individuelles.

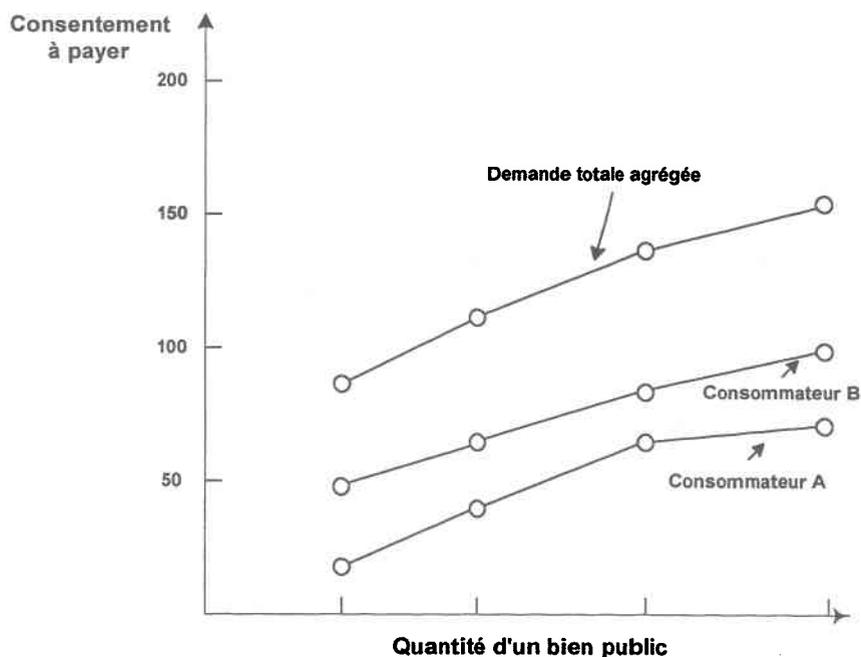


Figure 6.6 Demande totale agrégée pour un bien public

Dans le cas des biens publics ou quasi publics, les quantités offertes sont fixes et les CAP (prix) varient. En ce qui concerne les biens privés, les prix sont fixés par les producteurs et les consommateurs décident des quantités qu'ils achèteront en fonction de ce prix. Par conséquent, les prix sont fixes et ce sont les quantités qui varient. C'est ce qui explique les différences dans la façon d'agréger les demandes. Mais dans la réalité, il serait difficile de connaître chacune des demandes individuelles de toute une population. C'est pourquoi la plupart des praticiens des méthodes d'évaluation des biens non marchands vont sélectionner un échantillon représentatif de la population, par la suite estimer un CAP moyen pour cet échantillon et enfin appliquer cette moyenne à la population. Dans la plupart des cas, un seul niveau de qualité/quantité est offert⁵¹.

⁵¹ C'est donc dire que deux points peuvent être identifiés sur la courbe de demande : q_0 si le niveau initial est connu et q_1 la quantité qui est offerte. Cette courbe de demande serait une droite entre deux points précis.

Par exemple, Carson et *al.* (1992) ont offert à un échantillon de la population américaine un programme de protection de la région de Valdez en Alaska. Ce programme, efficace à 100%, avait la particularité de prémunir la région visée contre des dommages similaires à ceux créés par le pétrolier Exxon-Valdez. L'objectif recherché par l'étude était d'estimer le coût (ce sont des bénéfices perdus) des dommages environnementaux. Dans ce dernier cas, un seul niveau de qualité environnementale était offert.

Il existe toutefois quelques études qui ont réussi à estimer quelques points sur la courbe de demande. Par exemple, Schulz (dans Pearce et *al.* 1989) a interrogé 4 500 Berlinois dans le but de mesurer leur appréciation (CAP) de la qualité de l'air de la ville de Berlin-Ouest. La Figure 6.7 illustre cette appréciation sous la forme d'une courbe de demande totale moyenne construite à partir de cinq points «prix/qualité».

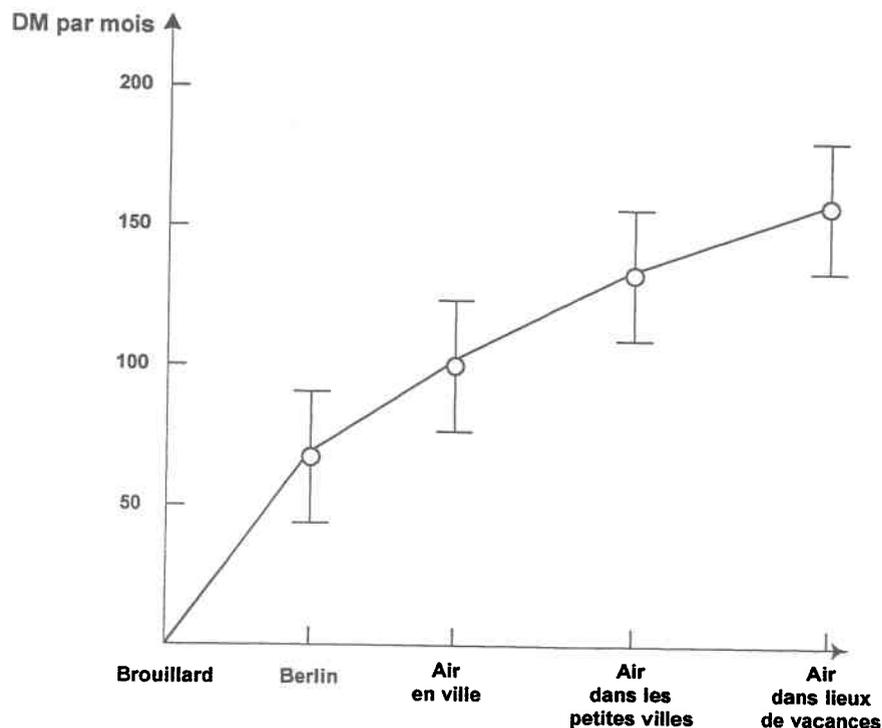


Figure 6.7 Courbe de demande moyenne pour la qualité de l'air

Chacun des points correspond à la moyenne⁵² des réponses (CAP) exprimées par les Berlinoises selon un niveau particulier de qualité de l'air (brouillard correspond au smog et «air dans lieux de vacances» à de l'air pur). En regard de cette façon de faire, les praticiens ont constaté après trois ou quatre estimations de CAP pour autant de niveaux de qualité/quantité, que les répondants sont moins enclins à répondre de façon précise [Carson et al. 1989].

Dans le cadre du débat sur la validité de la méthode d'évaluation contingente suite à la catastrophe écologique survenue dans la région de Valdez, Desvousges et al. (1992) ont réalisé une étude portant sur la difficulté des répondants à évaluer l'ampleur des programmes offerts (*Insensitivity to scope*). Ils ont fait parvenir un questionnaire à chacune des 800 personnes d'un échantillon aléatoire. Un tiers de l'échantillon a reçu la version «2 000 oiseaux protégés», le deuxième tiers la version «20 000 oiseaux protégés» et le troisième tiers la version «200 000 oiseaux protégés». La Figure 6.8 illustre les CAP moyens pour chaque niveau de programme offert. C'est donc dire que chacun des points correspond à un échantillon différent. Contrairement à l'étude de Schulz, les répondants de cette dernière étude n'ont eu à se prononcer qu'une seule fois. La répartition des points de la Figure 6.8 montre que le CAP moyen (80\$) de l'échantillon «20 000 oiseaux protégés» est inférieur au CAP moyen (81\$) de l'échantillon «2 000 oiseaux protégés». Les auteurs en concluent que les répondants ont de la difficulté à évaluer la dimension du bien qui est offert. On compare donc ici des résultats tirés d'échantillons différents. On doit, par conséquent, être prudent quant à l'interprétation que l'on peut donner à ces résultats.

⁵² Les intervalles relatifs à chacun des points sont fictifs et servent uniquement à montrer qu'il existe une variance pour chacune des moyennes.

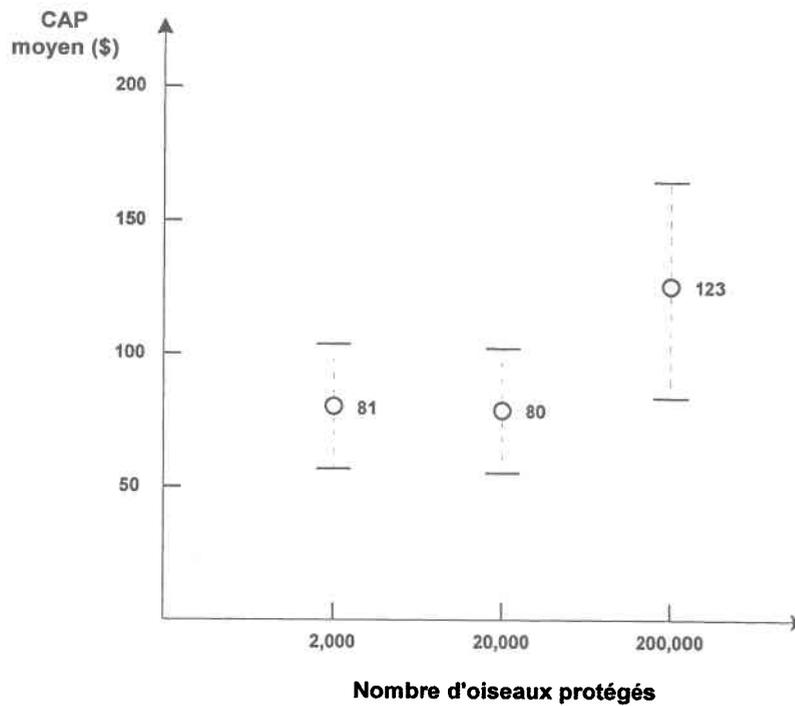


Figure 6.8 Courbe de demande estimée à partir de trois échantillons

La Figure 6.9 illustre la demande totale non agrégée mais évaluée selon cinq points⁵³ moyens tirés de nos résultats. Contrairement aux trois autres situations précédentes, les quantités ne sont pas imposées. Les répondants ont fixé leur propre niveau de qualité/quantité d'eau souterraine correspondant au niveau individuel d'incertitude quant à l'efficacité du programme offert (ref. question C-9 et C-10 du questionnaire). Puisque le niveau moyen de certitude est de 74.59 %, il est possible de quantifier l'incertitude en utilisant l'équation de la courbe de demande hicksienne (voir la Figure 6.4 et les équations correspondantes).

⁵³ Puisque le but recherché est de montrer comment a été construite notre courbe de demande, nous n'utilisons que cinq points «Prix-qualité/quantité». Il est à noter que la courbe de demande totale telle qu'illustrée à la Figure 6.3 a été estimée à partir de 22 points moyens de nos données brutes.

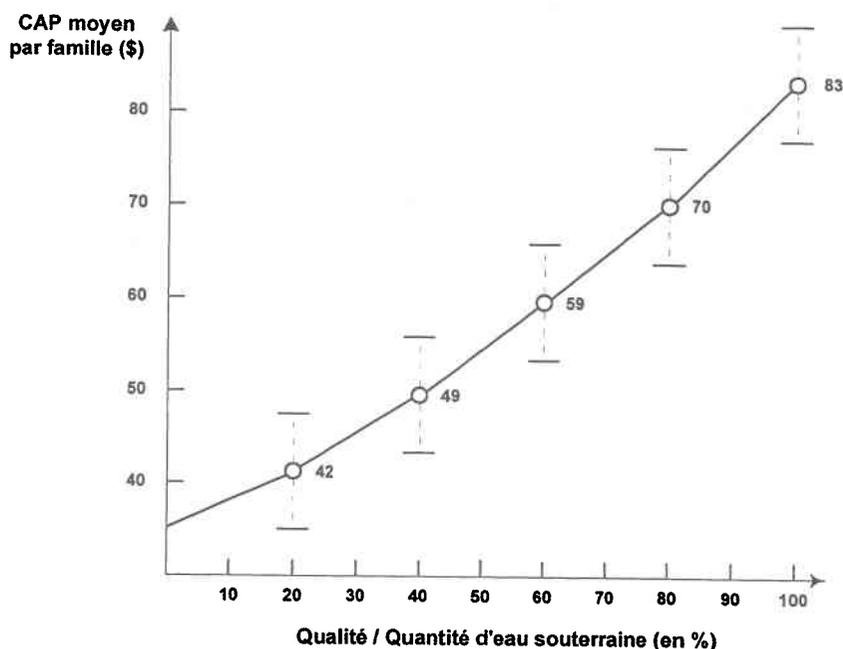


Figure 6.9 Courbe de demande totale moyenne estimée à partir de nos résultats

De façon plus formelle, cette incertitude (en termes monétaires) est égale à :

$$\int_0^{100} f(z) dz - \int_0^{74.59} f(z) dz \text{ ou } 48.24 \$ - 31.78 \$ = 16.46 \$$$

Ce montant de 16.46 \$ est cet ajustement monétaire de bien-être pour refléter l'incertitude des consommateurs face à la provision de la ressource eau souterraine. C'est en quelque sorte une prime à payer maintenant pour se garantir contre un futur incertain⁵⁴. Il peut en effet être rationnel de garder ouverte une option qui peut s'avérer utile dans l'avenir [Fauchaux et Noël 1995]. Ces considérations sur les façons de construire une courbe de demande pour un actif environnemental terminent l'analyse des résultats selon la MÉC. La prochaine section est consacrée à l'analyse des résultats selon la méthode des coûts évités.

⁵⁴ Cette constatation est tout à fait conforme à la théorie du consommateur qui possède cette aversion pour le risque.

6.6 Application de la méthode des coûts évités

Dans le cadre de l'application de la méthode des coûts évités, les bénéfices tirés d'un programme de protection des eaux souterraines sont considérés comme des dommages évités. Dans une analyse coûts-bénéfices sur les eaux souterraines, Spofford et *al.* (1989) ont identifié cinq principales catégories de dommages⁵⁵. Ce sont :

1 Les effets sur la santé humaine. La probabilité de maladie ou de mortalité augmente lorsqu'un individu est exposé à des niveaux élevés de substances dangereuses. Mais dans la réalité, on constate généralement des niveaux de contamination peu élevés et, par conséquent, on peut difficilement identifier avec précision les impacts sur la santé humaine. Toutefois, des recherches entreprises récemment ont montré des relations de cause à effet dans certaines situations. Par exemple, la relation entre l'eau contaminée aux nitrates et le cancer est maintenant connue. De façon plus probable, la contamination des eaux souterraines entraîne des pertes de salaire et/ou des frais de traitements médicaux.

2 Une augmentation de la peur et de l'anxiété. Lorsqu'on constate la présence de contaminants dans l'eau souterraine, les niveaux de peur et d'anxiété individuel et collectif augmentent. Cela est particulièrement vrai s'il existe de l'incertitude quant aux modalités d'exposition aux contaminants ou encore à ses effets.

3 Les coûts d'évitement et la perte de valeur des propriétés. Les gouvernements municipaux doivent assumer les coûts reliés aux programmes de gestion et de protection pour sécuriser l'approvisionnement en eau potable lorsque celle-ci provient de la nappe d'eau souterraine. Les ménages et les entreprises peuvent aussi assumer des coûts pour éviter des dommages reliés à l'exposition aux contaminants ou encore réduire la probabilité d'exposition. Ces coûts d'évitement sont parfois appelés des dépenses défensives. Quoique non mentionné par Spofford et *al.* (1989), une diminution de la

⁵⁵ On doit noter que ces catégories de dommages s'appliquent aussi à la MÉC. En effet, le programme de protection proposé dans le cadre d'une application de la MÉC a pour objet d'éviter des dommages futurs.

qualité de l'eau souterraine peut réduire la valeur d'une propriété [Abdalla 1994]. Quelques études ont montré un lien significatif entre la qualité de l'eau souterraine et la valeur des propriétés résidentielles [Malone 1990 ; Bartik 1988].

4 Les dommages écologiques et les pertes d'usage récréatif. Puisque les eaux souterraines sont reliées aux eaux superficielles, il est possible que des eaux contaminées affectent les espèces fauniques et leurs habitats. On peut alors assister à des pertes de bénéfices récréatifs.

5 La réduction ou la perte des valeurs d'usage passif. La diminution de qualité/quantité d'eau souterraine peut diminuer les bénéfices reliés aux non utilisateurs de l'aquifère. Ces bénéfices sont relatifs aux valeurs d'option, d'existence ou de legs.

6.6.1 Les mesures défensives reliées à l'eau de consommation

Certaines mesures défensives peuvent être difficiles à définir pour différents types de pollution. Toutefois les comportements de défense reliés à l'eau de consommation sont facilement identifiables. On n'a qu'à penser à l'achat d'eau embouteillée et à l'acquisition de systèmes domestiques de filtration d'eau [Abdalla et al. 1992]. Les conséquences négatives d'une contamination de l'eau souterraine peuvent être évitées d'au moins trois façons⁵⁶ [Abdalla 1990] : 1) par des dépenses en biens durables, 2) par des dépenses en biens non durables ainsi que 3) par le changement de routines journalières. Les mesures défensives qui sont évaluées dans notre étude figurent au Tableau 6.23.

⁵⁶ D'autres façons peuvent aussi être envisagées. Par exemple, un ménage pourrait décider de déménager dans une région où l'eau souterraine n'est pas contaminée. D'ailleurs, 62 répondants parmi notre échantillon ont affirmé qu'ils déménageraient si l'eau souterraine au nord de Montréal devenait impropre à la consommation.

Tableau 6.23 Mesures défensives par catégorie évaluées dans notre étude

| Catégorie | Mesures défensives |
|---------------------|--------------------------------|
| Biens durables | Système de traitement |
| Biens non durables | Eau embouteillée |
| Routine journalière | Puiser l'eau Bouillir l'eau |

6.6.2 Les résultats de la méthode des coûts évités

Afin d'établir l'échantillon qui sera pris en compte dans l'évaluation des dépenses défensives, nous utilisons les réponses à la question A-7 (voir le questionnaire à l'annexe A). Il est tout à fait justifié de ne considérer que les dépenses réalisées par ceux qui sont des utilisateurs de l'aquifère. En effet, les dépenses encourues pour se protéger des effets éventuels d'une détérioration de la qualité de l'eau souterraine sont relatives à ceux qui sont alimentés à partir de l'aquifère. Ainsi, 196 individus ont répondu que l'eau souterraine est leur principale source d'approvisionnement en eau potable, 148 sont alimentés par des eaux de surface et 78 ne sont pas certains. Donc, notre échantillon sera composé des 196 ménages qui sont alimentés par un aqueduc municipal (eau souterraine) et par ceux qui possèdent des puits privés. Par ailleurs, tel que spécifié par Segerson (1994), le CAP moyen⁵⁷ doit être calculé parmi tous les individus même s'ils choisissent de ne rien dépenser. C'est ainsi que, par exemple, pour estimer la dépense moyenne des consommateurs d'eau embouteillée qui sont au nombre de 73, il faut aussi tenir compte de ceux qui ne font aucune dépense pour ce bien (ils sont 123 dans ce cas). Par conséquent, les dépenses totales des 73 ménages consommateurs d'eau embouteillée doivent être divisées par les 196 ménages de notre échantillon.

⁵⁷ Il est reconnu dans la littérature [Abdalla 1990 ; Segerson 1994] que les dépenses défensives sont équivalentes au CAP des individus.

6.6.2.1 Achat d'eau embouteillée

L'eau en bouteille constitue le substitut naturel de l'eau du robinet, qu'elle provienne de l'aquifère ou de la surface. De plus, l'eau embouteillée est probablement la mesure défensive la plus facilement accessible, dans la mesure où les réseaux de distribution de ce bien privé sont maintenant bien développés. Le Tableau 6.24 montre le coût annuel moyen par ménage pour l'achat d'eau embouteillée.

Tableau 6.24 Coût annuel moyen estimé pour l'achat d'eau embouteillée

| Nombre de ménages | Litres achetés par semaine | Consommation annuelle (litres) | Coût par année ^a (\$) | Échantillon total | Coût par ménage (\$) |
|-------------------|----------------------------|--------------------------------|----------------------------------|-------------------|----------------------|
| 73 | 845 | 43940 | 8 788 | 196 | 44.84 |

^a Ce calcul est basé sur un prix de 0,20 \$ par litre d'eau embouteillée

6.6.2.2 Les systèmes de traitement de l'eau

Les résultats de l'enquête montrent que parmi notre échantillon, 22 ménages utilisent un système de traitement de l'eau. Les hypothèses de base qui ont servi au calcul du coût annuel moyen d'un système de traitement sont les suivantes : La durée de vie de 11 ans d'un système correspond à la réponse médiane de nos répondants (question A-9a (2)). Le montant de 1031.36 \$ pour l'achat d'un système de traitement correspond à la réponse moyenne de la question A-9a (1). Les frais d'entretien annuel de 120 \$ proviennent de la réponse médiane de 10 \$ par mois de la question A-9a (3). La colonne 3 du Tableau 6.25 représente les montants d'entretien ajustés selon un taux d'inflation de 1.6 %. Les montants de la colonne 5 tiennent compte d'un taux d'actualisation de 6 %.

Tableau 6.25 Coût annuel moyen pour l'utilisation d'un système de traitement

| Année | Item | Montant (\$) | Facteur d'annuité | Valeur actuelle (\$) |
|--------------|-----------|-----------------|-------------------|-------------------------|
| 0 | Achat | 1031.36 | 1.0000 | 909.77 |
| 1 | Entretien | 120.00 | 0.9434 | 113.21 |
| 2 | Entretien | 121.92 | 0.8900 | 108.51 |
| 3 | Entretien | 123.87 | 0.8396 | 104.00 |
| 4 | Entretien | 125.85 | 0.7921 | 99.69 |
| 5 | Entretien | 127.87 | 0.7473 | 95.55 |
| 6 | Entretien | 129.91 | 0.7050 | 91.58 |
| 7 | Entretien | 131.99 | 0.6651 | 87.78 |
| 8 | Entretien | 134.10 | 0.6274 | 84.14 |
| 9 | Entretien | 136.25 | 0.5919 | 80.65 |
| 10 | Entretien | 138.43 | 0.5584 | 77.30 |
| 11 | Entretien | 140.64 | 0.5268 | 74.09 |
| Total | | | 8.8869 | 2047.85 |

Hypothèses de base :
 Taux d'inflation = 1.6 %
 Taux d'actualisation = 6 %
 Une unité par famille
 Une durée de vie de 11 ans pour l'équipement

Le coût annuel moyen (*CAM*) pour utiliser un système de traitement de l'eau est :

$$CAM_{util.} = \frac{2\,047.85 \$}{8.8869} = 230.44 \$$$

Ce montant de 230.44 \$ est le *CAM* pour chacun des 22 ménages utilisateurs d'un système de traitement d'eau. On doit toutefois considérer que parmi notre échantillon, 165 ménages sont non utilisateurs d'une système de traitement d'eau tandis qu'on constate 8 non réponses à la question A-9a (1).

Le CAM pour l'ensemble de l'échantillon est donc:

$$CAM_{util.+non-utili.} = 230.44 \$ * \frac{22}{187} = 27.11 \$$$

6.6.2.3 L'activité de puiser de l'eau

Les pertes économiques reliées à l'activité de puiser de l'eau comprennent les coûts de transport ainsi que les coûts relatifs au temps perdu durant le trajet. Le Tableau 6.26 montre la répartition de ces coûts.

Tableau 6.26 Coûts totaux relatifs à l'activité de puiser de l'eau

| Km par année | Coût du transport ^a | Heures par année | Coût d'opportunité du temps ^b | Nombre de répondants | Coût moyen par ménage |
|--------------|--------------------------------|------------------|--|----------------------|-----------------------|
| 1332 | 266.40 \$ | 180 | 1 260 \$ | 196 | 7.79 \$ |

^a On estime à 0.20 \$ le coût de chaque kilomètre parcouru

^b Le coût horaire d'opportunité du temps est estimé à 7.00 \$

On doit toutefois tenir compte du fait que certaines personnes peuvent réaliser cette activité en même temps que d'autres activités. La question A-10c du questionnaire permet d'estimer cette proportion de l'activité d'aller puiser de l'eau parmi ces autres activités. 24 familles ont répondu à cette question pour une médiane de 10%, tandis que 18 familles réalisent cette activité sans que cela se fasse en même temps que d'autres activités (donc une proportion de 100%). En tenant compte de cette économie d'échelle familiale, on trouve que le coût moyen par ménage ajusté ($C_{ajusté}$) est :

$$C_{ajusté} = \frac{13 * \frac{7.79}{10} + 6 * 7.79}{19} = 3.78$$

6.6.2.4 L'activité de bouillir de l'eau

L'activité de bouillir l'eau du robinet constitue aussi un moyen de défense pour se prémunir contre certains effets néfastes d'une eau contaminée. Même si cette activité n'est réalisée qu'occasionnellement, ses coûts doivent être pris en compte dans le calcul des dépenses de protection totales. Le Tableau 6.27 montre le coût total de cette activité et ce pour l'ensemble de l'échantillon (196 ménages).

Tableau 6.27 Coût total relatif à l'activité de bouillir l'eau

| Litres par année | Coût pour bouillir l'eau ^a (\$) | Durée pour bouillir l'eau ^b (heures) | Temps perdu ^c (heures) | Coût d'opportunité du temps ^d (\$) | Coût total (\$) |
|---------------------|--|---|---|---|--------------------|
| 3984 | 39.84 | 265.6 | 66.4 | 464.80 | 504.64 |

^a On considère un coût de 0.01 \$ pour bouillir un litre d'eau

^b On considère que quatre minutes sont nécessaires pour bouillir un litre d'eau afin qu'elle devienne potable.

^c On assume que le quart de la durée de «bouillage» est perdu puisque les 601.6 heures ne pourraient être utilisées efficacement à réaliser d'autres activités [Abdalla 1990]

^d Le coût horaire d'opportunité du temps est estimé à 7.00 \$

Puisque notre échantillon est de 196 familles, le coût moyen (*CM*) par ménage est de :

$$CM = \frac{504.64 \$}{196} = 2.57 \$$$

6.6.2.5 Dépenses de protection totales

Tableau 6.28 Dépenses de protection totales

| Mesure défensive | Coût par ménage |
|--------------------------|-----------------|
| 1. Eau embouteillée | \$ 44.84 |
| 2. Système de traitement | \$ 27.11 |
| 3. Puiser de l'eau | \$ 3.78 |
| 4. Bouillir l'eau | \$ 2.57 |
| Total | \$ 78.30 |

Il est à noter que la mesure de perte de bien-être que sont les dépenses de protection (voir le Tableau 6.28) n'est pas représentative des pertes économiques totales résultant de la probabilité de contamination des eaux souterraines au nord de Montréal. En effet, les dépenses effectuées par les municipalités et les entreprises ainsi que les pertes relatives aux problèmes de santé n'ont pas été comptabilisées. De plus, les pertes engendrées par la peur et l'anxiété, les dommages écologiques ainsi que les pertes de valeurs d'usage passif n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation des pertes totales. Dans la prochaine section, les résultats obtenus selon la méthode des coûts évités seront comparés aux résultats de la MÉC.

6.7 Test de validité convergente

L'utilisation des techniques relatives aux préférences révélées a joué un rôle clé dans l'étude de la validité et de la précision de la MÉC⁵⁸. Il faut toutefois noter que ces deux types de techniques sont capables de mesurer la quantité désirée mais les deux le font avec un certain niveau d'erreur. On dit alors qu'il y a validité convergente entre les deux

⁵⁸ Ce que l'on mesure, lors d'une application de la MÉC, ce sont des préférences exprimées.

mesures. Lorsqu'on réalise un test de validité convergente, aucune des mesures estimées n'est réputée être la vraie mesure du construit théorique⁵⁹. Un test de «validité critère» est possible si et seulement si on peut comparer une valeur à une autre valeur qui est reconnue être la vérité. Les mesures issues de la méthode des coûts évités sont sensibles à certains paramètres tels que la valeur du temps, les taux d'actualisation ainsi que les probabilités objectives applicables aux résultats. De plus, cette méthode ne prend en compte que les valeurs d'usage et ignore totalement les valeurs d'usage passif. Les mesures issues de la MÉC prennent en compte les valeurs d'usage passif, mais ces mesures sont influencées par la forme fonctionnelle utilisée. De plus, les réponses obtenues sont fonction d'un scénario et d'un marché qui sont hypothétiques.

En théorie, les mesures issues de la méthode des coûts évités (PR) devraient être inférieures aux mesures de la MÉC. En effet, puisque la méthode des coûts évités ne mesure qu'une partie de la valeur économique totale et que la MÉC mesure la totalité de cette valeur économique, on devrait retrouver par exemple une évaluation de \$35 par ménage par année selon la PR si la mesure est de \$48.24 selon la MÉC. En fait, le ratio MÉC/PR devrait être supérieur à 1 selon les attentes théoriques. Une étude récente [Carson 1996] a toutefois montré que parmi les 616 comparaisons réalisées, il y avait une probabilité de 70% d'obtenir un ratio inférieur à 1. Dans les faits, ils ont trouvé un ratio moyen de 0.89 (MÉC/PR) et médian de 0.75. Dans la présente étude, les résultats sont les suivants :

En utilisant la MÉC, le CAP moyen par ménage est de 48.24 \$ annuellement.

En utilisant la méthode des coûts évités, les dépenses de protection moyennes par ménage sont de 78.30 \$ annuellement

⁵⁹ Le construit théorique dans le cadre d'une évaluation contingente est le montant d'argent maximum que les répondants paieraient actuellement pour le bien public si un marché existait pour ce bien. Pour en savoir plus sur les types de validité, le lecteur peut consulter Mitchell et Carson (1989).

Afin d'établir une comparaison valable, nous devons prendre en compte le fait que les populations sont différentes selon la méthode utilisée. En effet, la population visée par la MÉC est le nombre de ménages des cinq MRC (ménages totaux) de notre étude tandis que la population applicable à la méthode des coûts évités concerne exclusivement les utilisateurs de la nappe souterraine (i.e. 46% des ménages des cinq MRC). Le ratio

$MÉC/PR$ s'exprime donc comme suit :

$$\frac{MÉC}{PR} = \frac{48.24 \$ \times \text{ménages totaux}}{78.30 \$ \times 0.46 \times \text{ménages totaux}} = \frac{48.24}{36.02} = 1.34$$

Sur l'ensemble des 616 observations de Carson (1996), 85% de celles-ci avaient un ratio inférieur à 1.34. Par ailleurs, ce ratio nous suggère que pour 1.34 \$ de valeurs économiques totales (usages directs + usages passifs), on obtient 1.00 \$ de valeurs d'usage direct. C'est donc dire que les valeurs d'usage passif compteraient pour 0.34 \$ des valeurs économiques totales. En pourcentage, les valeurs d'usage passif seraient de l'ordre de 25 % ((0.34 \$ / 1.34 \$) x 100).

Ce résultat est différent de l'évaluation réalisée dans le cadre de l'analyse multivariée selon la MÉC (les valeurs d'usage passif estimées étaient de l'ordre de 42.6 %). Ce résultat est aussi différent des conclusions avancées par Carson (les ratios étant inférieurs à 1 dans 70% des cas). Toutefois, nos résultats sont conformes aux anticipations théoriques (les résultats de la MÉC sont supérieurs à ceux de la PR). À titre d'exemple, une récente évaluation des impacts environnementaux d'un projet hydroélectrique en Turquie [Biro 1998] a montré que les valeurs d'usage passif étaient de l'ordre de 38%.

En ce qui concerne les probabilités applicables aux résultats de la PR, elles sont de deux types [EPA 1993]. Le premier concerne la probabilité de contamination de l'aquifère étudié et le deuxième est la probabilité que le programme soit efficace. Dans les deux cas, il s'agit de probabilités objectives. Par exemple, c'est le gestionnaire du programme

qui estime la probabilité de contamination d'un aquifère. Cette probabilité serait basée sur certaines données techniques telles que la croissance démographique, les caractéristiques physiques de l'aquifère, etc. C'est cette probabilité qui est multipliée par le résultat obtenu de la PR. La probabilité subjective du consommateur de biens défensifs est différente mais réelle et elle est intégrée dans les montants dépensés. Quant à la probabilité de l'efficacité du programme, on peut faire le même raisonnement.

En ce qui concerne les résultats de notre enquête, nous avons considéré que ces deux dernières probabilités sont de 100% dans les deux cas (donc nos résultats multipliés par 1.0). Toutes valeurs inférieures à 100% auraient pour conséquence de diminuer la valeur du programme de protection qui est proposé. Par exemple, la probabilité que le programme soit efficace à 80% ainsi qu'une probabilité de contamination de 90% de l'aquifère au nord de Montréal nécessiteraient l'ajustement suivant :

$$PR = 78.30 \$ * (\text{Probabilité que le programme de protection soit efficace}) \\ * (\text{Probabilité que l'aquifère soit contaminée})$$

$$PR = 78.30 \$ * 0.8 * 0.9 = 56.38 \$$$

Selon ce scénario, le ratio $\frac{MÉC}{PR}$ augmenterait à 1.86. Les valeurs d'usage passif seraient alors de 46% de la valeur économique totale. L'incertitude quant à l'ampleur des deux probabilités précédemment mentionnées contribue grandement à la variation des résultats de la PR. Nous croyons, de plus, que l'eau en bouteille n'est peut-être pas le substitut parfait de l'eau du robinet. Les arguments à l'appui de cette hypothèse sont les suivants : Même en étant assuré de la bonne qualité (100 %) de l'eau du robinet, certaines personnes achèteront de l'eau embouteillée. Cela pourrait s'expliquer par l'apparition de nouvelles habitudes de consommation plutôt que des comportements de défense tel que discuté précédemment. Selon cette hypothèse, tous les coûts reliés à l'achat d'eau embouteillée ne pourraient donc pas être considérés comme des dépenses défensives. Une partie seulement pourrait l'être. En utilisant les données de notre enquête, nous avons estimé que les dépenses moyennes d'eau embouteillée des non

utilisateurs sont supérieures aux dépenses moyennes des utilisateurs de la nappe. En effet, le coût annuel par ménage des achats d'eau en bouteille est de 44.84 \$ pour les utilisateurs tandis que ce coût est de 52.64 \$ pour l'ensemble des utilisateurs et non utilisateurs. Cela laisse supposer que les motivations qui sous-tendent la consommation d'eau en bouteille ne sont pas toutes relatives à des mesures défensives.

Même si nous sommes parvenus à établir un ratio $MÉC/PR$ de 1.34, se traduisant par des valeurs d'usage passif correspondant à 25 % de la valeur économique totale, ces résultats commandent la plus grande prudence. En fait, il existe de nombreux biais en regard de la méthode des coûts évités. Le Tableau 6.29 fait la description des principaux facteurs qui peuvent influencer les résultats selon les deux méthodes utilisées dans cette recherche.

Tableau 6.29 Facteurs influençant les résultats de notre étude

| | Facteurs influençant les résultats à la baisse | Facteurs influençant les résultats à la hausse |
|-----------------------------------|---|--|
| Facteurs relatifs à la PR | 1. Usages passifs non pris en compte 2. Dépenses par les entreprises et les municipalités non prises en compte 3. Peur et anxiété non prises en compte 4. Effets sur la santé non pris en compte 5. Dommages écologiques non pris en compte | 6. Probabilité que l'aquifère soit contaminé 7. Incertitude quant à la probabilité que le programme soit efficace 8. Achats d'eau embouteillée considérés comme des habitudes de consommation comptabilisés comme des dépenses défensives. |
| Facteurs relatifs à la MÉC | 1. Forme fonctionnelle 2. Nature hypothétique du bien offert | 3. Forme fonctionnelle 4. Nature hypothétique du bien offert |

En raison des nombreux biais qui caractérisent la méthode des coûts évités et puisque la Méc mesure la totalité des valeurs économiques (valeurs d'usage direct et passif), nous utiliserons les résultats de la Méc dans la poursuite de notre analyse. De façon plus précise, le CAP moyen de l'analyse bivariée (48.24 \$) sera retenu pour évaluer la précision de nos résultats et pour aborder l'étude des considérations dynamiques (chapitre 7).

6.8 Test sur le format de la question

Les considérations qui suivent concernent la question d'évaluation B-2 (question ouverte) ainsi que les questions C-2 à C-7 (questions dichotomiques) du questionnaire.

Brown et al. (1996) ont réalisé une méta analyse concernant 12 applications de la Méc qui utilisaient en même temps une question dichotomique (QD) et une question ouverte (QO). Ils ont trouvé un ratio (QD/QO) moyen de 2.15 et un ratio médian de 1.91. Brown et al. (1996) mettent donc en doute l'utilisation du format référendum lors de l'application d'une évaluation contingente. Pour notre part, les résultats sont les suivants :

CAP moyen (Questions dichotomiques) = 48.24 \$

CAP moyen (Question ouverte) = 55.17 \$

Donc, nous avons obtenu un ratio QD/QO de 0.87. Ces résultats suggèrent qu'aucun biais n'est constaté en regard du format de la question d'évaluation. Par ailleurs, Hanemann (1991) a montré que l'utilisation de deux questions à choix dichotomique génère des résultats (CAP) inférieurs, comparativement à l'utilisation d'une seule question à choix dichotomique. En contrepartie, le «modèle doublement borné» offrirait une plus grande précision des résultats se traduisant par un rapprochement des bornes de l'intervalle de confiance [Hanemann 1991].

En définitive, puisque les 12 études analysées par Brown et al. (1996) utilisent majoritairement une seule question à choix dichotomique, il est raisonnable d'affirmer que les ratios QD/QO de leur étude auraient été inférieurs dans un contexte doublement borné, donc se rapprochant des résultats de notre étude. Par ailleurs, Stenger et Willinger (1998) ont montré, dans leur étude de l'aquifère alsacien, que les résultats de la question dichotomique (692 FF) surestimaient légèrement le CAP moyen de la question ouverte (617 FF). Une seule question à choix dichotomique a été suggérée aux répondants lors de cette enquête économique.

Ces dernières considérations nous suggèrent que le résultat obtenu (48.24 \$) selon le modèle bivarié peut être considéré comme une limite inférieure du vrai consentement à payer.

6.9 Précision des résultats

Les praticiens de la méthode d'évaluation contingente suggèrent d'utiliser de grandes tailles d'échantillon afin d'obtenir un niveau acceptable de précision des résultats. En effet, les réponses (CAP) aux questions d'évaluation sont généralement caractérisées par une importante variance. La mesure habituelle pour estimer la précision du consentement à payer exprimé moyen \overline{ECAP} est l'erreur standard de la moyenne *SEM* (ou erreur-type) qui est équivalent à :

$$SEM = \frac{\hat{\sigma}}{\sqrt{n}} \quad (6-1)$$

$$\text{où } \hat{\sigma}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (ECAP_j - \overline{ECAP})^2 \quad (6. 2)$$

On constate, à partir des deux dernières équations, que plus grande sera la taille de l'échantillon, meilleure sera la précision du \overline{ECAP} , toutes choses étant égales par ailleurs. Or, l'erreur standard de la moyenne est une mesure absolue qui nécessite de se référer à la moyenne pour être en mesure d'estimer l'ampleur de cette erreur. Dans cette optique, l'erreur relative (i.e. le pourcentage de déviation du \overline{ECAP} par rapport à la vraie moyenne \overline{VCAP}) est privilégiée. Dans ce cas, il est nécessaire d'estimer le coefficient de variation V [Mitchell et Carson 1989] :

$$V = \frac{\sigma}{\overline{ECAP}} \quad (6.3)$$

À partir du V et du niveau d'erreur Δ (ou de précision⁶⁰) que le praticien ou le promoteur est prêt à tolérer, il est possible d'estimer la taille de l'échantillon avant même d'entreprendre l'étude. Une approximation de cette taille n est donnée par :

$$n = \left[\frac{Z \hat{\sigma}}{\Delta \overline{ECAP}} \right] = \left[\frac{Z \hat{V}}{\Delta} \right]^2 \quad (6.4)$$

Au niveau significatif $\alpha = 0.05$, Z prend la valeur de 1.96. À partir de l'équation (6.4), il est donc possible de déterminer l'erreur relative Δ :

$$\Delta = \sqrt{\frac{Z^2 V^2}{n}} \quad (6.5)$$

⁶⁰ Le niveau de précision est le complément du niveau d'erreur. Si l'erreur est de 0.10, la précision sera de 1.0 - 0.10 = 0.90 ou une précision de 90 %.

Afin d'estimer la valeur de V , les réponses à la question ouverte (question B-2) sont considérées et l'équation (6.3) est utilisée. Le coefficient de variation est donc égal à $75.40 \$ / 55.17 \$ = 1.37$. Au niveau significatif $\alpha = 0.05$ et considérant le modèle bivarié (i.e. $n = 300$ et $\overline{ECAP} = 48.24 \$$), l'application de l'équation (6.5) indique une erreur relative Δ de 0.15 (ou 15%). La précision du modèle retenu dans cette étude est donc de 85 %. Mitchell et Carson (1989) considèrent que des valeurs variant entre 70 % et 95 % sont des «précisions raisonnables». Par ailleurs, les intervalles de confiance sont de la forme $\overline{ECAP} \pm Z \Delta \overline{ECAP}$. Puisque $\overline{ECAP} = 48.24 \$$, l'intervalle de confiance à 95 % prend donc les valeurs de [33.62 \$, 62.86 \$]. La Figure 6.10 illustre ces derniers résultats.

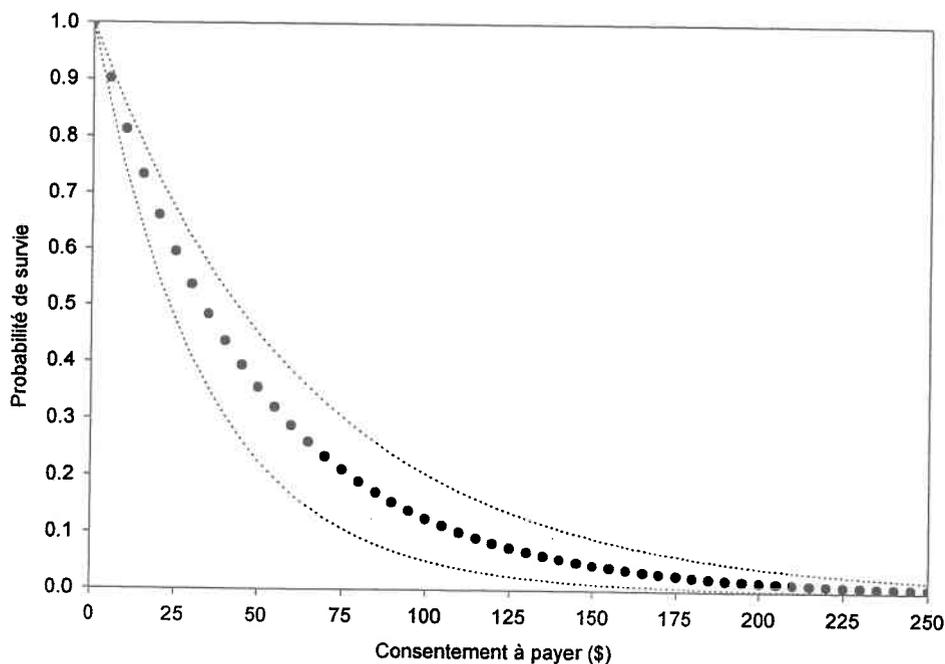
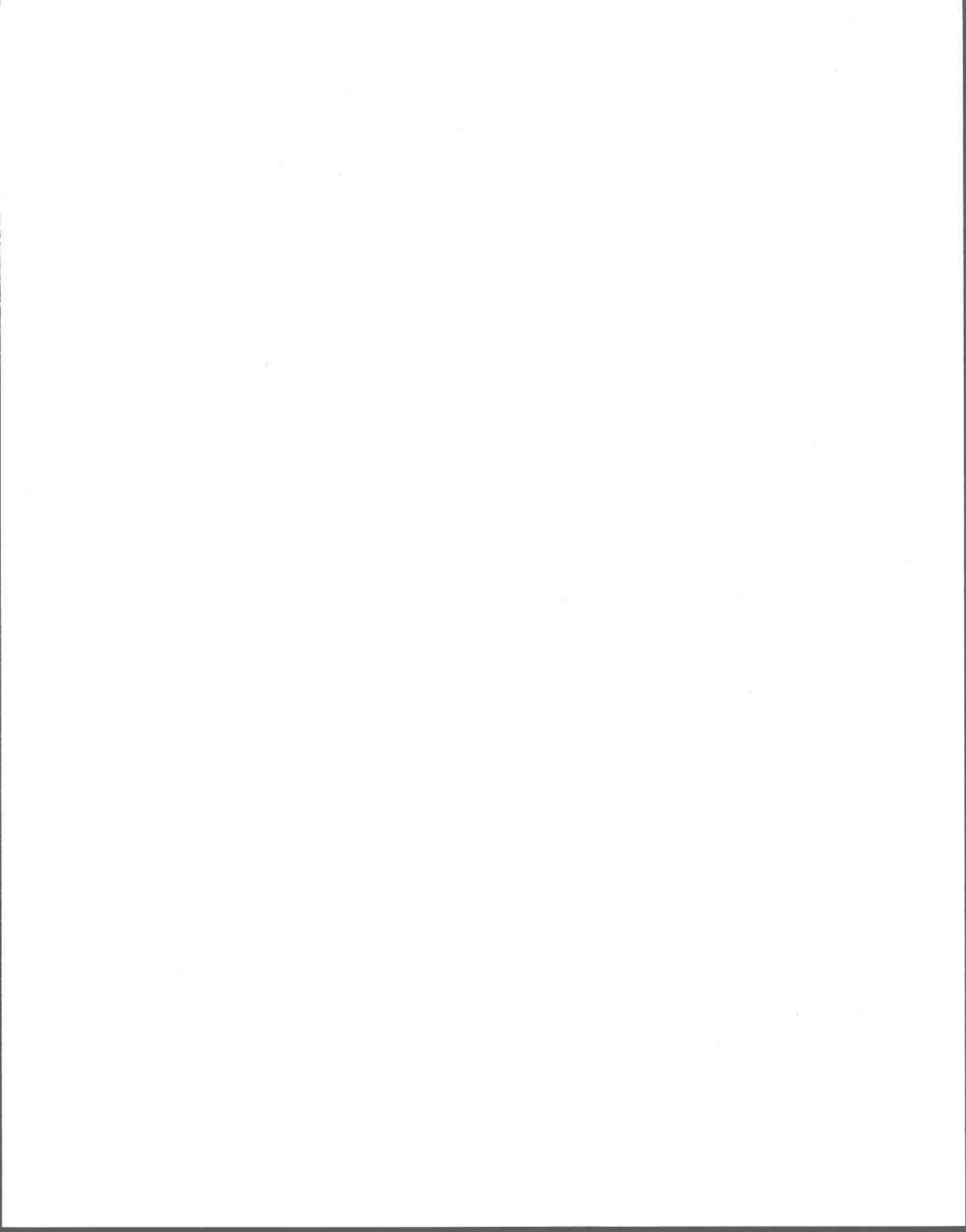


Figure 6.10 Modèle bivarié et intervalle de confiance à 95%

Si on tentait d'insérer tous les modèles estimés (cf. Figure 6.5 et Tableau 6.22) à l'intérieur de l'intervalle de confiance illustré à la Figure 6.10, seul le modèle multivarié serait en dehors de ces trajectoires. Une analyse de sensibilité montre par ailleurs qu'un échantillon utilisable de 1 000 répondants aurait augmenté la précision du modèle à 91.5 % se traduisant par un rapprochement des bornes de l'intervalle de confiance [40.23 \$, 56.25 \$].



7. CONSIDÉRATIONS DYNAMIQUES

Une société n'ayant pas atteint la satiété des besoins constitue le seul cas de figure où le recours à l'actualisation pour les biens environnementaux demeurerait encore justifié.

Jacques Benhaïm, 1993

Dans les chapitres précédents, les effets de bien-être d'un changement de politique ont été analysés dans un contexte statique. Puisque le projet proposé est envisagé sur un certain nombre d'années, les impacts économiques doivent aussi être évalués sur la même base de temps. Une politique publique génère généralement une série de bénéfices et de coûts au fil du temps. Les effets de bien-être (bénéfices moins les coûts) doivent donc être calculées pour chacune des périodes de temps et l'agrégation de ces effets peut s'exprimer de la façon suivante :

$$VAN = B_0 - C_0 + \frac{B_1 - C_1}{1+r} + \frac{B_2 - C_2}{(1+r)^2} + \frac{B_3 - C_3}{(1+r)^3} + \dots$$

Le choix d'entreprendre ou de ne pas entreprendre un projet ou de mettre en œuvre une nouvelle politique dépend de la valeur actuelle nette (VAN) de ce projet ou politique. Si cette valeur est positive, il y a alors augmentation Pareto et le projet est entrepris⁶¹. Si la valeur est négative, le projet n'est pas réalisé. Les bénéfices B_0, B_1, B_2, \dots et les coûts C_0, C_1, C_2, \dots de chacune des périodes $t = 1, 2, 3, \dots$ doivent alors être actualisés à l'aide d'un taux d'intérêt r . Cette procédure d'actualisation s'explique par le fait qu'on préfère disposer maintenant d'un certain montant d'argent plutôt que plus tard [Barde 1991]. En effet, un individu pourrait investir maintenant 1 000 \$ et obtenir, par exemple, 1 800 \$ dans 10 ans. En d'autres termes, 1 800 \$ dans 10 ans ne vaut que 1 000 \$ maintenant. C'est pourquoi les économistes appellent ce phénomène «dépréciation du futur». En

⁶¹ On considère ici que les gagnants compenseraient les perdants ; sinon, le fait que la valeur actuelle nette soit supérieure à zéro implique seulement une amélioration potentielle dans le sens de Pareto en l'absence de compensation des perdants.

ACA, on dit qu'un bénéfice a moins de valeur s'il est réalisé plus tard plutôt que maintenant [Just et *al.* 1982]. De façon similaire, une même dépense est plus coûteuse si elle est encourue maintenant plutôt que dans 10 ans. En effet, ce montant d'argent peut être utilisé de façon utile ou bénéfique durant ce temps. Les fondements théoriques de cette procédure d'actualisation s'appuient donc sur l'existence d'un rendement des capitaux. Dans ce cas, on dit que le taux d'actualisation correspond à une expression du coût social d'opportunité du capital. Lorsqu'on ne connaît pas les coûts d'application d'une nouvelle politique et que l'on veut estimer les bénéfices seulement (c'est notre cas), la dernière équation devient alors :

$$VA = B_0 + \frac{B_1}{1+r} + \frac{B_2}{(1+r)^2} + \frac{B_3}{(1+r)^3} + \dots$$

Lorsque le bénéfice est le même pour chacune des périodes, c'est alors la formule de l'annuité de début de période qui s'applique :

$$VA = B \left[\frac{1 - (1+r)^{-t}}{r} \right]$$

Selon cette dernière formule la valeur actuelle des bénéfices (VA) est fonction du bénéfice B , du taux d'actualisation r et de la période de temps considérée t . Lorsque le bénéfice est connu, le choix du taux d'actualisation social est déterminant pour ce qui est d'entreprendre ou de ne pas entreprendre le projet. En effet, plus le taux d'intérêt sera élevé, plus le bénéfice actualisé sera petit. Prenons, par exemple, un projet qui génère un bénéfice de 100 \$ la cinquième année. À un taux social d'actualisation de 6 %, ce bénéfice actualisé sera de 75 \$. À un taux de 10 %, ce même bénéfice de 100 \$ ne vaudrait plus que 62 \$. C'est souvent le choix du taux d'intérêt qui fera que la VAN sera positive ou négative. Il en est de même pour la période de temps t , mais à un degré moindre. Dans ce contexte, D'Arge et *al.* [cité dans Just et *al.* 1982] ont trouvé que le réchauffement de la planète produirait des bénéfices les 100 premières années et des pertes par la suite.

Mais avant d'entreprendre la détermination de r et de t , il convient de faire la distinction entre le taux d'actualisation social nominal et le taux d'actualisation social réel. La différence entre ces deux taux est due au taux d'inflation. L'équation suivante montre la relation entre ces différents taux :

$$1 + r = \frac{1 + \gamma}{1 + f}$$

où r = taux d'actualisation social réel

γ = taux d'actualisation social nominal

f = taux d'inflation

Lorsque les bénéfices sont évalués à l'aide d'un taux d'actualisation réel, on dit que l'évaluation a été réalisée en dollars constants ; c'est-à-dire après avoir éliminé les effets de l'inflation. Dans le cas où les bénéfices seraient évalués selon un taux d'actualisation nominal, on dirait que l'évaluation a été réalisée en dollars courants. Les taux réels d'actualisation sociale rencontrés dans la littérature économique varient de 0 % à 4 %, tandis que les taux nominaux sont de 8 % à 16 % [Just et *al.* 1982].

Plusieurs économistes [Page 1977 ; Barde 1992] font remarquer qu'un taux d'actualisation élevé diminue la justification des programmes de protection de l'environnement⁶². De plus, un taux d'actualisation élevé entraîne généralement une exploitation rapide des ressources naturelles épuisables et une surexploitation des ressources renouvelables, contribuant ainsi à leur épuisement [Faucheux et Noël 1995].

Nous avons considéré jusqu'à maintenant l'actualisation comme un coût d'opportunité étroitement relié au rendement du capital. Il existe toutefois un deuxième fondement à cette procédure d'actualisation. C'est la préférence sociale vis-à-vis du temps. Généralement, les individus préfèrent le présent plutôt que le futur lorsqu'il est question

⁶² En effet, plus les taux sont élevés, moins les bénéfices futurs actualisés sont grands.

d'obtenir un bénéfice (environnemental ou autre). Ce manque de perspective⁶³ peut alors amener ces individus à consommer, dès maintenant, une trop large portion d'une ressource épuisable et ainsi désavantager les générations futures. Pour des raisons éthiques, plusieurs sont d'avis qu'on devrait traiter présent et futur de façon plus équitable [Benhaïm 1993]. Par ailleurs, plusieurs études ont montré que les valeurs reliées à la protection des ressources naturelles (d'existence, d'option et de legs) sont plus importantes que les valeurs d'usage direct. De plus, il est maintenant suggéré d'appliquer le critère d'optimalité de Pareto non seulement aux individus d'une même société mais aussi aux générations subséquentes [Faucheux et Noël 1995]. On dirait alors qu'un optimum inter-génération est atteint si tout écart en dehors de cette trajectoire se traduisait par la détérioration du bien-être d'au moins une génération.

Généralement, le taux basé sur la préférence sociale vis-à-vis du temps est inférieur au taux basé sur le coût d'opportunité du capital. Cette différence tient surtout au fait que la préférence des individus pour le présent est tempérée par la prise en compte des générations futures tandis que le taux basé sur le coût d'opportunité du capital ignore cet aspect. Lorsqu'il est question de biens environnementaux, de nombreux auteurs [Goodin 1982] se sont élevés contre l'utilisation d'un taux d'actualisation (i.e. $r = 0$), et particulièrement contre des taux élevés. Just et al. (1982) suggèrent un taux réel d'actualisation sociale variant entre 0 % et 2 % lorsqu'on tient compte des générations futures. Dans le cas où une ressource serait menacée d'épuisement, ces derniers suggèrent d'utiliser un taux négatif. Cela aurait pour effet de favoriser les générations futures en valorisant les politiques de conservation de la ressource concernée.

Par ailleurs, Weitzman (1994) montre qu'il est incorrect d'utiliser un taux d'actualisation social constant au fil du temps. Ce taux doit diminuer en même temps qu'augmente le niveau de conscience environnementale des individus. En somme, il suggère d'utiliser un taux d'actualisation «environnemental» inférieur aux taux utilisés pour actualiser les projets privés.

⁶³ On dit alors que les acteurs économiques sont atteints de myopie.

7.1 Actualisation des bénéfices

Au Tableau 7.1, nous faisons varier le taux réel d'actualisation social de -1 % à 2 % afin de refléter les dernières discussions. Des périodes de 30 et 60 ans sont évaluées pour tenir compte d'une et de deux générations respectivement. Tel qu'estimé précédemment, nous utiliserons le CAP annuel de 48.24 \$ par ménage. Selon la formule de l'annuité de début de période, on obtient les bénéfices agrégés suivants :

Tableau 7.1 Bénéfices agrégés selon différents scénarios de taux et de temps

| Période (années) | Taux réel (%) | Bénéfices agrégés (\$) |
|----------------------------|---------------|------------------------|
| 30 | 2 | 1 080 |
| 30 | 1 | 1 245 |
| 30 | 0 | 1 447 |
| 30 | -1 | 1 698 |
| Moyenne (30 ans) | | 1 368 |
| 60 | 2 | 1 677 |
| 60 | 1 | 2 169 |
| 60 | 0 | 2 894 |
| 60 | -1 | 3 992 |
| Moyenne (60 ans) | | 2 683 |
| Moyenne (30-60 ans) | | 2 025 |

Ces résultats montrent bien l'effet du taux d'actualisation sur les bénéfices. Plus le taux est petit et plus le bénéfice est grand. L'effet des années sur le bénéfice est variable selon le niveau d'actualisation utilisé. Les moyennes ont été estimées afin de prendre en compte les diverses opinions concernant les taux d'actualisation. Il faut aussi noter que les bénéfices illustrés au Tableau 7.1 ont été agrégés pour ce qui est du temps. L'agrégation pour tous les individus sera réalisée au chapitre suivant.

7.2 L'agrégation des bénéfiques

La façon formelle d'estimer l'effet de bien-être actualisé (ou encore le CAP actualisé) d'un changement de politique ΔW commençant à la période t_0 est donnée par Just et al. (1982) :

$$\Delta W_{t_0} = \sum_{t=t_0}^{\infty} \delta^{t-t_0} \sum_{i=1}^N C^{it}$$

où $\delta = 1 / (1 + r)$, r est le taux réel d'actualisation sociale, C^i est la variation compensatoire relié au changement pour l'individu i à la période t . N représente le nombre total d'individus affectés par le changement. Cette dernière équation tient compte du fait que plusieurs taux d'actualisation peuvent être utilisés et que les variations compensatoires varient selon les individus et les périodes.

Toutefois, la méthode pratique et usuelle pour déterminer les bénéfiques d'un programme de protection consiste à multiplier, par exemple, la moyenne (30-60) par le nombre de ménages. Sur la base du recensement de 1996, on compte 123 225 ménages dans les cinq MRC de notre étude. Les bénéfiques ou la valeur d'un programme de protection des eaux souterraines au nord de Montréal est donc de 250 millions \$ (2 025 \$ x 123 225 ménages). Ce montant est agrégé pour ce qui est du temps et des individus. C'est le résultat ultime de notre étude⁶⁴. Par extension, ce montant est aussi la valeur économique des ressources en eaux souterraines dans le sous-sol des cinq MRC. Par ailleurs, le Tableau 7.2 montre la valeur économique totale des ressources en eaux souterraines selon différents scénarios de taux et de temps.

⁶⁴ Les bornes de l'intervalle de confiance à 95 %, pour ce résultat, sont de 174 et 325 millions de dollars.

L'écart significatif entre la plus basse et la plus haute valeur économique totale (de 133 millions \$ à près de un demi milliard \$) montre toute l'importance de bien choisir le (ou les) taux d'actualisation réel ainsi que le nombre d'années sur lequel les bénéfices devraient être appliqués.

Tableau 7.2 Valeur économique totale des eaux souterraines selon différents scénarios

| Période (années) | Taux réel (%) | Valeur totale (en millions \$) |
|----------------------------|---------------|--------------------------------|
| 30 | 2 | 133 |
| 30 | 1 | 153 |
| 30 | 0 | 178 |
| 30 | -1 | 209 |
| Moyenne (30 ans) | | 169 |
| 60 | 2 | 207 |
| 60 | 1 | 267 |
| 60 | 0 | 357 |
| 60 | -1 | 492 |
| Moyenne (60 ans) | | 331 |
| Moyenne (30-60 ans) | | 250 |

7.3 Les bénéfices comme outil d'aide à la décision

La connaissance de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal constitue un outil précieux pour aider les gestionnaires à mieux gérer et protéger la ressource. Comme nous l'avons déjà mentionné, il est possible d'estimer les pertes économiques dues à une diminution de la quantité/qualité d'eau souterraine en utilisant la courbe de demande hicksienne (Figure 6.4). Par exemple, une perte de qualité/quantité de 95 % à 75 % conduirait à un bénéfice perdu de 12.69 \$ par ménage annuellement (voir Tableau 6.18). Agrégé pour ce qui est du temps

et des individus, cela représente un montant de près de 66 millions \$. S'il est possible d'estimer ces niveaux de qualité/quantité d'eau souterraine, la courbe de demande marginale est sans contredit un outil de premier choix⁶⁵.

Mais, il n'est pas toujours possible d'estimer les niveaux d'augmentation ou de perte (en termes de pourcentage) de qualité/quantité d'eau souterraine. Une autre façon d'évaluer ces gains ou pertes serait de trouver la valeur d'un mètre cube d'eau souterraine et de multiplier cette valeur par le volume d'eau affecté par une nouvelle politique publique ou par une activité industrielle particulière. Les données nécessaires sont la valeur économique totale (V_t) de la ressource (250 millions \$) ainsi que le volume d'eau contenu dans le sous-sol de la région d'étude. Ce volume d'eau est estimé par la superficie (S) des cinq MRC multipliée par l'épaisseur moyenne de la nappe ($\cong 40$ mètres) et par la porosité⁶⁶ du sol. Nous devons par ailleurs ne considérer que le secteur Basses-Terres du Saint-Laurent (50% de la superficie totale des cinq MRC ou $(S/2)$). En effet, les nappes souterraines sont peu développées dans le Bouclier Canadien. La valeur unitaire (V_u) de l'eau souterraine est donc égale à :

$$V_u = \frac{V_t}{(S/2) \times \text{épaisseur} \times \text{porosité}}$$

$$V_u = \frac{250 \text{ millions } \$}{1,300 \text{ km}^2 \times 40 \text{ m} \times (\text{entre } 0,1 \text{ et } 0,2)} = \text{entre } 0,024 \text{ et } 0,048 \$ \text{ par } m^3$$

⁶⁵ On peut penser aux dommages qui pourraient être causés à une ressource environnementale (par exemple les rivières du Québec) ayant une grande valeur aux yeux des utilisateurs (incluant les utilisateurs passifs). La connaissance de la courbe de demande hicksienne inverse permettrait d'estimer les coûts correspondant à ces dommages.

⁶⁶ La porosité est évaluée entre 0,1 et 0,2 [Banton 1998]. En d'autres termes, l'eau occupe de 10 à 20 % du volume total. Les 80 à 90 % restants sont composés de la roche.

Cette valeur unitaire fait référence à une eau de première qualité (100%). On considère aussi la nappe souterraine comme une réserve d'eau sans apport extérieur. Or, on sait que ce n'est pas le cas ; les nappes sont régulièrement renouvelées, notamment par l'infiltration des eaux de pluie. De plus, il existe un niveau d'incertitude important quant à la porosité du sol, ce qui contribue à la variabilité de nos résultats (du simple au double).

Afin de prendre en compte le caractère dynamique de cette ressource (réapprovisionnement naturel de la nappe et extractions naturelles et anthropiques), nous réévaluerons la valeur unitaire sur une base annuelle. On doit donc considérer la superficie (S), le renouvellement naturel annuel (R_a) ainsi que la valeur économique annuelle de la ressource (V_a). En effet, puisque le renouvellement naturel a été calculé sur une base annuelle, la valeur économique de la ressource doit aussi être évaluée sur la même base ; c'est-à-dire ($48.24 \$ \times 123\ 225$ ménages = 5.9 millions \$). Ce montant représente le CAP annuel de tous les ménages au nord de Montréal pour un programme de protection des eaux souterraines. Puisque la précision de nos résultats est de 85 %, l'intervalle de confiance à 95 % pour ce CAP annuel est de [4.1 , 7.7] millions \$. En d'autres termes, la valeur annuelle du programme de protection suggéré dans notre enquête varie entre 4.1 et 7.7 millions de dollars. Dans le contexte dynamique, on a donc :

$$S = 2\ 645 \text{ km}^2 \text{ [Statistique Canada 1996]}$$

$$R_a = 75 \text{ mm d'eau annuellement [Banton 1998]}$$

$$V_a = 5.9 \text{ millions \$}$$

Selon ces dernières données, l'eau de pluie contribuerait à l'approvisionnement de la nappe pour près de 100 millions de mètres cubes⁶⁷ annuellement. Le prix de l'eau au mètre cube ou encore la valeur sociale unitaire (V_u) de l'eau souterraine au nord de Montréal serait donc :

⁶⁷ Puisque les prélèvements annuels sont de l'ordre de 30 millions de mètres³ (voir Tableau 2.1), on en conclue que ce qui est actuellement consommé fait partie du surplus de production de la ressource. En d'autres termes, le capital ressource (ou la réserve d'eau) demeure intact.

$$V_u = \frac{V_a}{(S/2) * R_a} = 0.06 \$ \text{ par m}^3$$

Cette valeur de 0.06 \$ par m³ est légèrement supérieure aux valeurs obtenues [0.024, 0.048] selon notre première méthode d'estimation pour le contexte statique. On doit toutefois évaluer cette valeur unitaire (dans le contexte dynamique) en tenant compte de la variabilité de la valeur annuelle qui est de [4.1, 7.7] millions de dollars. Par conséquent, l'intervalle de confiance à 95 % de la valeur unitaire est de [0.041, 0.078] dollar par m³. On considère donc la valeur de 0.06 \$ par m³ comme une bonne approximation de la valeur sociale unitaire de la ressource. On doit cependant noter que cette valeur constitue une moyenne. L'estimation de la valeur économique «à la marge» demeure un idéal à atteindre. Puisque la pente de la demande marginale estimée dans cette étude est positive, toute augmentation du niveau (en qualité/quantité) d'eau souterraine offert se traduirait par une augmentation de la valeur sociale unitaire de cette ressource. En d'autres termes, la 1 001^{ième} unité d'eau souterraine aurait plus d'importance aux yeux des répondants que la 1 000^{ième} unité.

La connaissance de la valeur sociale unitaire peut être utilisée pour estimer notamment, la redevance annuelle que devrait remettre une entreprise utilisatrice de l'eau souterraine à l'ensemble de la société. Par exemple, une industrie effectuant des prélèvements de 500 m³ par jour, devrait payer des redevances de 11 000 \$ annuellement si on veut être conforme au critère de compensation de Kaldor-Hicks. À titre de comparaison, les coûts de production de l'eau potable (provenant du fleuve Saint-Laurent) pour la ville de Montréal sont de 0.20 \$ le mètre cube [Nadeau 1997]. L'eau en bouteille prélevée des nappes souterraines est vendue 200 \$ le mètre cube, ce qui correspond à plus de 3 000 fois la valeur sociale unitaire de l'eau souterraine estimée dans notre étude (0.06 \$ le mètre cube). À la lumière de ces considérations, il y a lieu de s'interroger sur cette différence de consentements à payer (0.06 \$ et 200 \$) des ménages pour de l'eau souterraine avant et après son conditionnement.

8. CONCLUSION

Après avoir réalisé une analyse de la problématique économique des eaux souterraines au nord de Montréal, nous estimons que le prix presque nul et la mauvaise définition des droits d'usage de la ressource constituent les facteurs limitants qui diminuent la portée des mesures de contrôle et les possibilités d'amélioration de la qualité/quantité des eaux souterraines. En effet, dans la région au nord de Montréal et dans l'ensemble de la province de Québec, les prélèvements d'eau souterraine sont peu contrôlés et le faible paiement exigé pour avoir accès à la nappe aquifère n'incite aucunement les utilisateurs à protéger cette ressource. Par ailleurs, l'article 951 du Code Civil du Québec confère au propriétaire terrien un droit d'usage presque illimité sur les eaux situées sous son terrain.

Tant que la ressource reste abondante et de bonne qualité, ce type d'arrangements institutionnels peut s'appliquer. Mais lorsque des problèmes de rareté ou de congestion surviennent, on doit alors envisager la mise en œuvre d'instruments d'intervention permettant de prendre en compte ces problèmes. On tente alors d'internaliser les externalités au marché. La tarification selon la consommation (principe de l'utilisateur payeur), la compensation pour les dommages causés (principe du pollueur payeur) sont quelques-uns des instruments d'intervention [OCDE 1987] qui permettent cette internalisation. En outre, la détermination du prix véritable d'un actif environnemental constitue, dans la plupart des cas, une composante essentielle à l'application de ces instruments d'intervention. En effet, l'approche néo-classique de l'économie nous enseigne que les prix en équilibre sur les marchés sont des indices véritables de la rareté relative des ressources et présentent un «idéal» [Reveret et *al.* 1990].

Nous avons donc formulé l'hypothèse qu'en s'appuyant sur une meilleure définition des droits d'usage, la connaissance et l'ampleur de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal justifieraient la mise en œuvre d'arrangements institutionnels visant une exploitation durable de la ressource.

Pour tester cette hypothèse, nous avons réalisé une enquête de nature économique auprès de 423 ménages de la région située au nord de Montréal. Deux méthodes d'évaluation des actifs environnementaux ont été utilisées et les résultats de ces méthodes ont par la suite été comparés. Plus précisément, la méthode d'évaluation contingente (MÉC) ainsi que la méthode des coûts évités ont été utilisées pour estimer les préférences exprimées et révélées respectivement, ainsi que les bénéfices qui y sont associés. De façon plus particulière, la connaissance des bénéfices reliés à chacune des deux méthodes utilisées permet de dégager les valeurs d'usage passif. Ces dernières apprécient l'importance que les gens accordent à la préservation de la ressource. Puisque la MÉC mesure les valeurs d'usage direct et les valeurs d'usage passif et que la méthode des coûts évités ne mesure quant à elle que les valeurs d'usage direct, il est possible d'isoler les valeurs d'usage passif.

L'analyse des résultats de la MÉC montre que le modèle bivarié permet une estimation suffisamment précise (85 %, 19 fois sur 20) du consentement à payer (CAP) moyen tout en permettant l'utilisation de la variable NIVEAU (% de qualité/quantité). L'introduction de cette variable explicative à l'intérieur du modèle retenu a permis de construire une vraie courbe de demande hicksienne et cela constitue notre principale contribution à l'avancement des connaissances relatives à cette méthode. Par ailleurs, l'estimation du CAP moyen (48.24 \$) suggère, après agrégation du temps et des ménages, que les bénéfices d'un programme de protection des eaux souterraines dans la région au nord de Montréal seraient de l'ordre de 250 millions de dollars. Cela signifie également que, selon le principal critère de l'analyse coût avantage, les coûts de mise en œuvre d'un tel programme pourraient s'élever jusqu'à ce niveau.

En outre, une analyse non paramétrique de nos résultats montre que les deux types de gestion proposés (soit une gestion par un comité de bassin, soit une gestion par le gouvernement) sont, à peu de choses près, préférés également par les répondants de notre enquête. Toutefois, on constate que les utilisateurs de la nappe aquifère sont plus favorables à une gestion par un comité de bassin tandis que les non utilisateurs sont plutôt en faveur d'une gestion par le gouvernement. Ces non utilisateurs sont tout de

même prêts à payer un montant appréciable (34.95 \$ annuellement) pour protéger l'aquifère. Ce dernier constat suggère, dans un premier temps, que les valeurs d'usage passif sont importantes. Afin d'être en mesure d'estimer de façon plus précise ces valeurs de préservation, nous avons évalué, dans un deuxième temps, les bénéfices d'un programme de protection des eaux souterraines dans la région au nord de Montréal à l'aide de la méthode des coûts évités. Dans ce cas, le CAP moyen estimé (78.30 \$) est relatif aux utilisateurs de la nappe seulement. Ces derniers représentent 46 % des ménages de notre région d'étude. En tenant compte du fait que le CAP moyen estimé par la MÉC est applicable à l'ensemble des ménages au nord de Montréal et que le CAP moyen estimé par la méthode des coûts évités (PR) n'est applicable qu'à une partie (46 %) de ceux-ci, nous obtenons un ratio MÉC/PR de 1.34. Ce ratio indique que les valeurs de préservation comptent pour 25 % de la valeur économique totale (VET). En d'autres termes, aux yeux de la population de cette région, les valeurs de préservation (d'existence, d'option et de legs) comptent pour le quart de la valeur économique totale des eaux souterraines de cette région. Globalement, ces résultats montrent que les valeurs trouvées par la MÉC sont supérieures aux valeurs estimées par la méthode des coûts évités. Cela est tout à fait conforme aux attentes théoriques et se situe dans la catégorie des études ayant un ratio MÉC/PR supérieur à l'unité (30% des 616 comparaisons réalisées par Carson et *al.* (1996)). Nous croyons que la prise en compte de populations différentes pour chacune des méthodes utilisées pourrait expliquer ce constat.

Afin de déterminer si la connaissance et l'ampleur de la valeur économique des ressources en eaux souterraines de la région située au nord de Montréal justifieraient la mise en œuvre d'arrangements institutionnels visant une exploitation durable de la ressource, nous reprendrons tel qu'énoncés au chapitre 4, les trois arguments à l'appui de notre hypothèse:

- 1) Le premier argument concerne l'estimation de la demande des consommateurs non utilisateurs de l'eau souterraine. Nos résultats ont clairement montré que la demande pour l'eau souterraine des consommateurs non utilisateurs est réelle et non marginale.

On peut penser qu'une bonne partie des valeurs de préservation (25 % ou 60 millions \$) de la VET provient des non utilisateurs. En effet, comme nous l'avons constaté, le CAP moyen des non utilisateurs est de 34.95 \$.

2) Le deuxième argument stipule que la demande des resquilleurs serait prise en compte par le marché si le prix de la ressource était connu et si les droits d'usage étaient mieux définis. Pour vérifier cet argument, nous avons proposé aux utilisateurs, dans le cadre de notre enquête, des droits d'usage mieux définis (i.e. un système de redevance ou de tarification selon la consommation). Nos résultats montrent que le CAP moyen des utilisateurs est alors de 54.66 \$; cependant, on ne peut pas conclure que le resquillage serait réduit dans un tel contexte. Toutefois, Nadeau (1997) fait mention d'une réduction de 50 litres par jour par personne suite à l'installation de compteurs d'eau au Québec. En France, la consommation d'eau potable a diminué de façon significative suite à la création, en 1964, des Agences de l'eau qui ont alors introduit la tarification selon la consommation. En somme, il n'a pas été possible, dans le cadre de notre étude, de confirmer ni d'infirmer le deuxième argument.

3) Pour ce qui est du troisième argument qui suggère une augmentation du CAP des consommateurs dans un contexte de gestion décentralisée, les résultats montrent que les CAP moyens des sous échantillons «gestion par un comité de bassin» et «gestion par le gouvernement» sont presque identiques. Par ailleurs, l'analyse non paramétrique a fait ressortir le fait que les utilisateurs de l'aquifère sont prêts à payer davantage pour une gestion par un comité de bassin plutôt que pour une gestion par le gouvernement. Puisque la VET est principalement composée des CAP des utilisateurs (plus de 75 %), nous estimons que le troisième argument est confirmé. En bref, le CAP des utilisateurs et des non utilisateurs serait supérieur dans un contexte de gestion décentralisée. Deux arguments (le premier et le troisième) à l'appui de notre hypothèse de recherche ont été confirmés tandis que le deuxième n'a pu être vérifié. Par contre, à la lumière d'autres études (au Québec et en France), nous croyons que ce deuxième argument pourrait être confirmé. En tenant compte de ce qui précède, nous estimons que notre hypothèse est confirmée et concluons que la valeur économique estimée pour la région d'étude (5.9

millions de dollars annuellement ou 250 millions de dollars si l'on tient compte des générations futures) est suffisamment importante pour justifier la mise en œuvre d'une nouvelle politique de gestion et de protection des ressources en eaux souterraines dans notre région d'étude.

Pour réaliser les estimations finales, nous avons choisi d'utiliser les résultats de la Méc plutôt que ceux de la méthode des coûts évités, pour les raisons suivantes. Puisque la méthode des coûts évités mesure des comportements économiques et que la méthode d'évaluation contingente mesure, quant à elle, des intentions d'avoir de tels comportements, nous serions tentés au premier abord, de privilégier les résultats de la méthode des coûts évités. Il faut cependant noter que, d'une part, la méthode des coûts évités ne mesure qu'une partie de la valeur économique totale et que, d'autre part, les comportements économiques mesurés par cette méthode sont des substituts de l'actif environnemental que l'on cherche à mesurer. Or, nous croyons que cette substitution ne se réalise que partiellement. Par ailleurs, la Méc s'est considérablement développée depuis une dizaine d'années. En contrepartie, les travaux de recherche sur la méthode des coûts évités ont été peu nombreux durant cette période. Nous estimons toutefois que cette dernière méthode peut être utilisée avec succès dans des cas précis de contamination. Il s'agirait, par exemple, d'estimer la consommation de biens défensifs avant et après l'événement pour que cette différence de consommation puisse être considérée comme une bonne approximation de la valeur du changement de qualité de l'actif environnemental. Considérant les nombreux biais qui affectent la méthode des coûts évités, nous avons privilégié les résultats obtenus par la Méc.

Nous terminons cette étude en suggérant certaines pistes ou avenues de recherche pour des travaux futurs. En premier lieu, nous croyons que l'utilisation conjointe de deux méthodes d'estimation des bénéfices environnementaux doit être privilégiée. En effet, puisque ces méthodes sont incapables d'estimer la vraie mesure des bénéfices, il est recommandé d'utiliser plus d'une méthode afin d'assurer un niveau de validité acceptable. Deuxièmement, nous estimons que de plus grands efforts de recherche devraient être réalisés en regard de la méthode des coûts évités. Ces efforts

permettraient peut-être de répondre à la question suivante : Est-ce que la consommation de biens défensifs (tel que l'eau en bouteille) doit être entièrement prise en compte dans le calcul des dépenses défensives? La réponse à cette question se traduirait par une plus grande précision des résultats relatifs à cette méthode. Enfin, nous considérons que les données recueillies dans le cadre de l'enquête économique réalisée au nord de Montréal pourraient servir à déterminer la valeur des ressources en eaux souterraines de la province de Québec. Il s'agirait alors d'utiliser la méthode de transfert des bénéfiques. Cet éventuel prolongement de la thèse se traduirait par l'ajout d'une information de première importance lors de la mise en œuvre d'un nouveau plan de gestion des ressources en eaux souterraines du Québec. Pour illustrer cette éventualité, supposons que les préférences et caractéristiques socio-démographiques des Québécois soient identiques à celles de la population au nord de Montréal ; il serait alors possible d'extrapoler nos résultats à l'ensemble du Québec. Dans un tel cas, la valeur des ressources en eaux souterraines de la province de Québec serait de l'ordre de 5 milliards de dollars. Sur une base annuelle, les Québécois seraient disposés à payer 125 millions de dollars pour un programme de protection des eaux souterraines. Des coûts d'application de programme de 75 millions de dollars généreraient ainsi des bénéfices nets de 50 millions de dollars (ce qui constitue l'avantage net pour la société). Dans le cadre de l'actuel débat public sur une nouvelle politique de gestion de l'eau au Québec, nous croyons que de telles informations sont essentielles si la raison d'être du projet repose sur le mieux-être de la société.

9. BIBLIOGRAPHIE

- Abdalla C.W. (1990). Measuring Economic losses from Groundwater Contamination : An investigation of Household Avoidance Costs. *Water Resour. Bull.* 26(3) : 451-463
- Abdalla C.W. et al. (1992). Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures : An application to Groundwater Contamination. *Land Econ.* 68(2) : 163-169
- Abdalla C.W. (1994). Groundwater Values from Avoidance Cost Studies : Implications for Policy and Future Reseach. *Amer. J. Agr. Econ.* 76 : 1062-1067
- Arrow, K., R. Solow et al. (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register* 58 : 4602-4614.
- Banton, O. (1998). Comment gérer les ressources d'eau souterraine du Québec. *Symposium sur la gestion de l'eau au Québec*. Montréal. Déc. 1997. INRS-Eau, Ste-Foy, Québec.
- Banton, O. et al. (1995). *Contexte social de la gestion des eaux souterraines au Québec*. Rapport scientifique No. 441. INRS-Eau, Québec. 146 p.
- Barde, J.-P. (1992). *Économie et politique de l'environnement*. Paris, Presses Universitaires de France. 383 p.
- Bartik, T. (1988). Evaluating the Benefits of Non-marginal Reductions in Pollution using Information on Defensive Expenditures. *Journal of Environmental Economics and Management*. 15 : 111-127.
- Baumol, W.J., A.S. Blinder et W.M. Scarth (1986). *L'économique. Principes et politiques*. Montréal, Éditions Études Vivantes. 579 p.

- Baumol, W. J. et W. E. Oates (1988). *The theory of environmental policy*. Second edition. Cambridge, England, Cambridge University Press. 299 p
- Becker, G.S. (1965). A theory of the Allocation of Time. *The Economic Journal*. 75 : 111-127
- Beckerman, W. (1972). Problèmes réels et fictifs de politique de l'environnement, Dans : *OCDE Problèmes d'économie de l'environnement*, Paris, OCDE.
- Benhaïm, J. (1993). Choix du taux d'actualisation social et environnement, *Revue française d'économie*, 8 (3).
- Bibeault, J.F. et A. Webster (1992). *L'évaluation économique des bénéfices environnementaux appliqués à la gestion intégrée des ressources*. Ministère Loisir Chasse et Pêche.
- Biro, Y.E.K. (1998). Valuation of the Environmental Impacts of the Kayraktepe Dam/Hydroelectric Project, Turkey : An Exercise in Contingent Valuation. *Ambio*. 27(3) : 224-229.
- Bishop, R.C. (1984). *Option Value or Option Price: Principles for Empirical Resource Valuation Under Uncertainty*. [First Draft]. University of Wisconsin, Madison, WI
- Boyle, K.J. et al. (1994a). What do we Know about Groundwater values? Preliminary implications from a meta analysis of contingent-valuation studies. *Amer. J. Agr. Econ.* 76
- Boyle, K.J. et J.C. Bergstrom (1994b). *A Framework for measuring the Economic Benefits of groundwater*. Staff Paper prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- Boyle, K.J. et R.C. Bishop (1987). Valuing wildlife in benefits-costs analysis : A case study involving endangered species. *Water Resources Research*. 23(5) : 943-950.
- Brookshire, D. S., W.D. Schulze et M.A. Thayer. (1985). *Some Unusual Aspects of Valuing a Unique Natural Ressource*, manuscript, University of Wyoming.
- Brookshire, D. S., L.S. Eubanks et C.F. Sorg (1986). Existence values and normative economics : Implication for valuing water ressources. *Water Resources Research*, 22(11) : 1509-1518.
- Brookshire, D. S. et D. L. Coursey (1987). Mesuring the Value of a Public Good: An Empirical comparaison of Elicitation Procedures. *The American Economic Review*, 77(4) : 554-566.
- Brown T.C. et al. (1996). Which Response Format Reveals the Truth about Donations to a Public Good ? *Land Economics*, May, 72 (2) : 152-166
- Cameron, T.A. et D.D. Huppert (1989). OLS versus ML Estimation of Non-market Resource Values with Payment Card Interval Data. *Journal of Environmental Economics and Management*. 17 : 230-246.
- Cameron, T.A. et J. Quiggin. (1994). Estimation Using Contingent Valuation Data from a «Dichotomous Choice with Follow-up» Questionnaire. *Journal of Environmental Economics and Management*. 27 : 218-234.
- Carson, R.T., R.C. Mitchell et W.M. Hanamann. (1992). *A Contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*. A Report to the Attorney General of the State of Alaska. 127 p.

Carson, R.T., R.C. Mitchell et W.M. Hanemann. (1994). *Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez*. Washington, Resources for the future. Discussion paper 94-18.

Carson, R.T. et al. (1996). Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies: Comparing the Estimates for Quasi-Public Goods. *Land Economics*. February. 72(1) : 80-99

Carson, R.T. et al. (1997). Temporal Reliability of Estimates from Contingent Valuation. *Land Economics*. May. 73(2) : 151-163

Clark, C. W. (1976). *Mathematical bioeconomics: The optimal management of renewable resources*. Toronto, John Wiley & Sons. 352 p.

Costanza, R. (1989). What is Ecological Economics ? *Ecological Economics*. 1(1) : 1-8.

Deaton, A. et J. Muellbauer (1980). *Economics and Consumer Behavior*, Cambridge, Cambridge University Press, 450 p.

Desvousges, W.H. et al. (1992). *Measuring Nonuse Damages Using Contingent Valuation : An Experimental Evaluation of Accuracy*. Monograph prepared for Exxon Company, U.S.A., Research Triangle Park : Research Triangle Institute.

Donadieu, P. (1998). Évolution des productions agricoles et des espaces ruraux sous influence urbaine. *Cahiers Agricultures*. 7 : 139-145.

Environmental Protection Agency (1993). *A guide for Cost-Effectiveness and Cost Benefit Analysis of State and Local Ground Water Protection Programs*. Office of Water. Washington, EPA 813-R-93-001

- Faucheux, S. et J.F. Noël (1995). *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Paris, Armand Colin. 370 p.
- Field, B.C. (1994). *Environmental Economics. An Introduction*. McGraw-Hill, Montréal. 482 p.
- Fisher, A. et R. Raucher (1984). Intrinsic Benefits of improved water quality : conceptual and empirical perspectives. Dans : *Advances in Applied Micro-Economics*. 3 : 37-66.
- Gauthier, G. et C. Rochon (1991). *La méthode de détermination de valeur hypothétique: En quoi consiste-t-elle et quelles erreurs de mesure risque-t-on de rencontrer ?* Cahier de recherche No. 91-08. Montréal, École des Hautes Études Commerciales.
- Goodin, R.E. (1982). Discounting Discounting, *Journal of Public Policy*. 2 : 53-72
- Gouvernement du Québec (1997). *Symposium sur la gestion de l'eau au Québec*. Document de référence. Québec, 59 p.
- Grossman, M. (1971). On the concept of Health Capital and the Demand for Health. *Journal of Political Economy* 79 : 223-255
- Hanemann, M. W. (May 1984). Discrete/Continuous models of consumer demand. *Econometrica*. 52 (3) : 541-561.
- Hanemann, M., J. Loomis et B. Kanniman (1991). Statistical Efficiency of Double Bounded Dichotomous Choice Contingent Valuation. *Amer. J. Agr. Econ.* 1255-1263
- Hicks, J.R. (1943). The Four Consumers' Surpluses. *Review of Economic Studies*, XI(1), Winter : 31-41

- Just, R. E., D. R. Hueth et A. Schmitz (1982). *Applied welfare economics and public policy*. Englewood Cliffs, N.J. 07632, Prentice-Hall, INC., 491 p.
- Lancaster, K.J. (1966). A new approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy* 74 :132-157.
- Loomis, J.B., W.M Hanemann et T.C. Wegge (1990). *Environmental Benefits Study of San Joaquin Valley's Fish and Wildlife Ressources*. Final Report. Sacramento, CA.
- Mace, G. (1988). *Guide d'élaboration d'un projet de recherche*. Ste-Foy. Presses de l'Université Laval, 119 p.
- Malone, P. et R. Borrows (1990). Groundwater Pollution's Effects on Residential Property Values, Portage County, Wisconsin. *Journal of Soil and Water Conservation*. 45(2) : 346-348.
- Marceau, R., D. Otis et P. Simard (1993). *La planification d'une évaluation de programme: concepts théoriques et considérations pratiques*. Québec, École Nationale d'Administration Publique, 43 p.
- Michaud, L. (1995). *Estimation de la valeur économique de l'impact des lignes de transport sur les paysages : une application de la méthode d'évaluation contingente*. Montréal, Hydro-Québec. 67 p. et annexes
- Miller Jr., R.G. (1981). *Survival Analysis*. Toronto, John Wiley & Sons. 237 p.
- Mitchell, R.C. et R.T. Carson (1989). *Using Surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Washington, D.C., Resources for the future. 463 p.
- Mueller, D.C. (1989). *Public choice II*. Cambridge. Cambridge University Press. 504 p.

- Nadeau J.B. (1997). La chicane des robinets. *L'actualité*, 15 avril 1997 : 49-55
- Navrud Stale (1989). Estimating social Benefits of Environmental Improvements from Reduced Acid Depositions : A contingent Valuation Survey. Dans : *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics*. H. Folmer et E.V. Ierland (Eds). Amsterdam, Elsevier, 259 p.
- Negri, D.H. (1989). The Common Property Aquifer as a Differential Game. *Water Resources Research*. 25(1) : 9 -15.
- Nelson, W. (1982). *Applied Life Data Analysis*. Toronto, John Wiley & Sons. 634 p.
- Niewijk, R. K. (1992). Ask a silly question... : Contingent valuation of natural resource damages. *Harvard Law Review*, 105(8).
- Niewijk, R. K. (1994). Misleading Quantification. The contingent valuation of Environmental Quality. *Regulation* No. 1
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*, University of Cambridge.
- OCDE (1987). *Tarification des services relatifs à l'eau*. Organisation de Coopération et de Développement Économique, Paris. 165 p.
- Page, R.T. (1977). *Conservation and Economic Efficiency. An approach to Materials Policy*, John Hopkins University Press, Baltimore, MY, Resources For the Future, Washington, DC.
- Palda, F. (1999). *Rapport d'évaluation d'une thèse de doctorat*. Non-publié. ÉNAP, 9 avril 1999. Montréal.

Pearce, D. (1976). The Limits of Cost-Benefit analysis as a guide to Environmental policy. *Kyklos*, 29 : 97-112.

Pearce, D. W. et A. Markandya (1989). *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, Paris, OCDE.

Perrien, J., E.J. Chéron et M. Zins. *Recherche en Marketing : méthodes et décisions*. Boucherville, Gaëtan Morin. 615 p.

Perrings C. (1991). Reserved Rationality and the Precautionary Principle : Technological Change, Time and Uncertainty in Environmental Decision Making. Dans : Costanza R. (ed.), *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York.

Poe, G.L. (1993). *Information, Risk perceptions and Contingent Values: The case of Nitrates in Groundwater*. Thèse de Doctorat, Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin-Madison.

Reveret, J.P. et al. (1990). *La mesure économique des bénéfices et des dommages environnementaux*. Groupe de recherche et d'analyse interdisciplinaire en gestion de l'environnement, Montréal, UQAM.

Samuelson, P. (1954). The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics*. 36 : 387-389

Segerson, K. (1994). The Benefits of Groundwater Protection : Discussion. *Amer. J. Agr. Econ.* 1076-1078

Smith V.K. et W.H. Desvousges (1986). *Measuring Water Quality Benefits*. Boston, Kluwer-Nijhoff, 327 p.

Spofford, W.A. et al. (1989). *Uncertainties in Estimates of the Costs and Benefits of Groundwater Remediation : Results of a Cost-Benefits Analysis*. Washington DC : Ressources for the Future. Discussion Paper QE89-15.

Starkie, D.N. et D.M. Johnson (1975). *The Economic Value of Peace and Quiet*. Lexington, Saxon House.

Statistique Canada (1996). *Recensement du Canada de 1996 sur CÉDÉROM*. Extraction par le Bureau de la Statistique du Québec.

Statistique Canada (1992). *Profil des divisions et subdivisions de recensement du Québec, Partie A*, Ottawa, Approvisionnement et Services Canada. Recensement du Canada de 1991.

Statsoft Inc. (1997). *Statistica Release 5.1*. Tulsa, OK.

Stenger, A. (1994). *Évaluation Contingente des Actifs Environnementaux. Application à la Valeur de Préservation de la Qualité des Eaux Souterraines*. Thèse de Doctorat de Sciences économiques, Université Louis Pasteur, Faculté de Sciences Économiques et de Gestion, Strasbourg 1.

Stenger, A. et M. Willinger (1998). Preservation value for groundwater quality in a large aquifer : a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer. *Journal of Environmental Management*. 53 : 177-193.

St-Pierre, E. (1993). *La valeur de la pêche sportive pour les pêcheurs de ouananiches au Lac St-Jean : une application de la méthode de l'évaluation contingente*. Travail dirigé. École des Hautes Études Commerciales affilié à l'Université de Montréal.

Strand, J. (1981). *Valuation of Fresh Water Fish as a Public Good in Norway*. Université d'Oslo.

Sun, H., J.C. Bergstrom et J.H. Dorfman (1992). Estimating the Benefits of Groundwater Contamination Control. *Southern Journal of Agricultural Economics*. December : 63-71

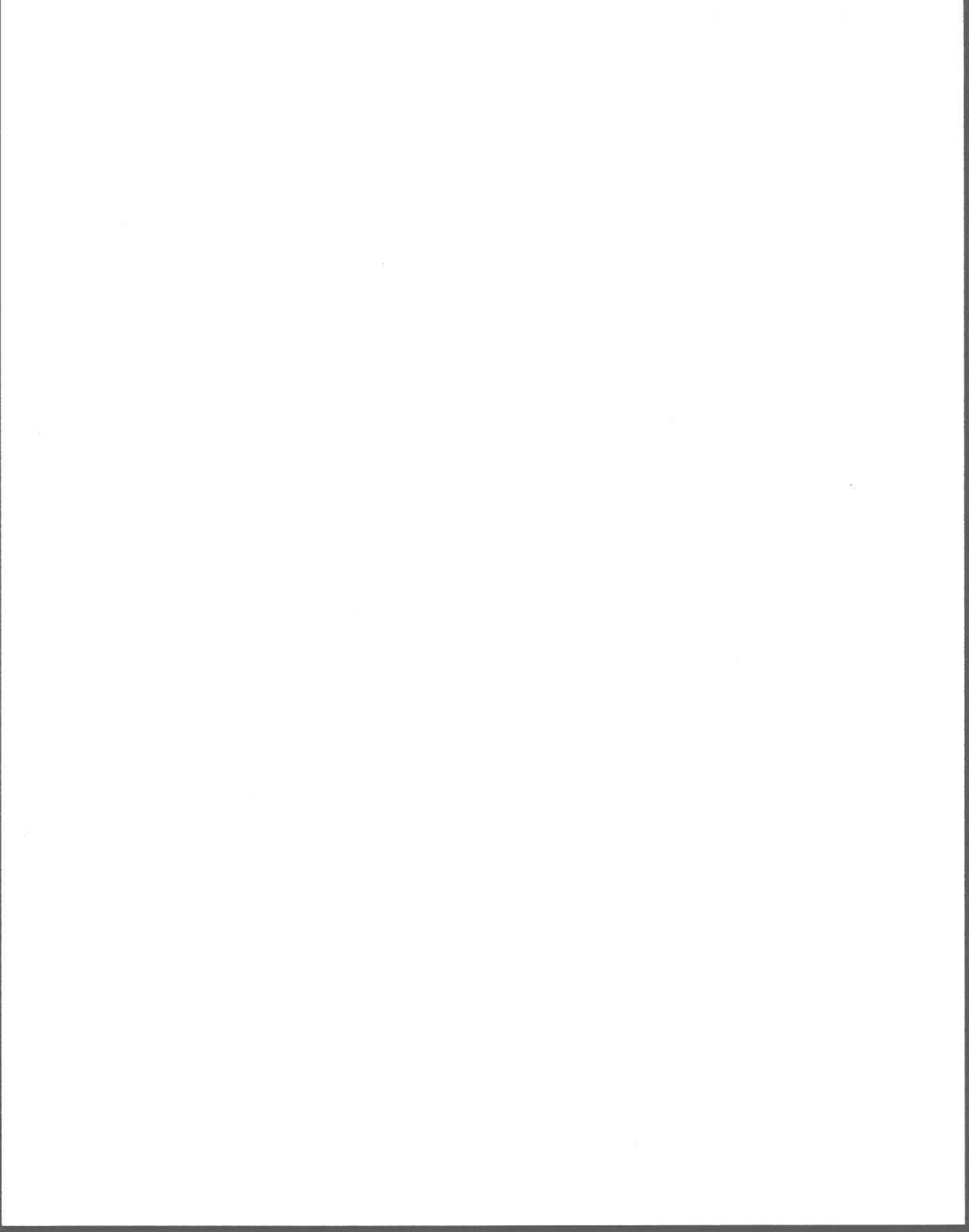
Sylvestre M. et C. Grenier. (1987). *L'eau souterraine, une ressource à exploiter*. Québec, Ministère de l'Environnement du Québec. (Envirodoc 870035).

Tullock, G. (1978). *Le marché politique : analyse économique des processus politiques*. Paris, Economica, 89 p.

Weitzman, M.L. (1994). On the « Environmental » Discount Rate. *Journal of Environmental Economics and Management*. 26 : 200-209.

Willig, R. D. (1976). Consumer's Surplus Without Apology. *American Economic Review*. 66(4) : 587-597.

Annexe A
Questionnaire



ENQUÊTE ÉCONOMIQUE SUR L'EAU SOUTERRAINE DANS LA RÉGION SITUÉE AU NORD DE MONTRÉAL

Madame,

Monsieur,

Ce questionnaire contient plusieurs questions concernant la valeur que vous accordez à l'eau souterraine de la région située au nord de Montréal. De plus, nous désirons obtenir votre opinion sur différents aspects de la qualité de l'eau souterraine de votre région. Vos réponses nous permettront d'évaluer jusqu'à quel point il est nécessaire de protéger cette ressource. SVP, essayez de répondre à chacune des questions. Si toutefois, vous n'êtes pas certain de la réponse à l'une ou l'autre des questions, indiquez-le tout simplement à la case appropriée. Nous vous remercions à l'avance de votre collaboration et nous vous rappellerons à la date convenue pour recueillir vos réponses. Ce sera:

Michel Martin
Chargé de projet
Université du Québec (INRS-Eau)

2800, rue Einstein
C.P. 7500
Sainte-Foy, Qc
G1V 4C7

NOTE: Dans l'unique but d'alléger le texte, et sans aucune discrimination de notre part, le masculin sera utilisé pour désigner les deux genres.

1997



Section A : Premièrement, nous avons besoin de connaître quelques détails concernant votre résidence ainsi que vos habitudes de consommation d'eau potable.

A-1 Depuis combien d'années habitez-vous la région située au nord de Montréal ?
(Comme saisonnier ou résident permanent)

Nombre d'années _____

A-2 Y vivez-vous à l'année longue ?

- 1 Oui (Passez à A-4)
2 Non (Continuez à A-3)

A-3 Durant combien de mois par année y vivez-vous?

Nombre de mois par année _____

A-4 Quel est votre lieu de résidence principale dans la région située au nord de Montréal ?

Ville ou village _____

A-5 Êtes-vous propriétaire ou locataire ?

- 1 Propriétaire (Continuez à A-6)
2 Locataire (Passez à A-7)

A-6 Combien de propriétés (bâtiment principal) possédez-vous dans la région située au nord de Montréal ?

- 1 Une
- 2 Deux
- 3 Plus de deux (Spécifiez) _____

A-7 Quelle est la principale source d'approvisionnement de votre eau potable ?
(À votre résidence principale qui est située dans la région au nord de Montréal)

- 1 Aqueduc municipal (eau souterraine)
- 2 Aqueduc municipal (eau de surface)
- 3 Puits privé de surface
- 4 Puits privé artésien incluant les "pointes" (eau souterraine)
- 5 Je ne suis pas certain

Les questions A-8 à A-8c concernent la consommation d'eau embouteillée de votre ménage lorsque vous habitez la région située au nord de Montréal.

A-8 Consommez-vous de l'eau embouteillée ?

- 1 Oui (Passez à A-8b)
- 2 Non (Continuez à A-8a)

A-8a Pourquoi ne consommez-vous pas d'eau embouteillée ?

- 1 Parce que l'eau embouteillée coûte trop cher (Passez à A-9)
- 2 Mon eau de robinet est meilleure au goût que l'eau en bouteille (Passez à A-9)
- 3 J'ai parfaitement confiance à la qualité de l'eau de mon robinet (Passez à A-9)
- 4 Autre raison _____ (Passez à A-9)

A-8b En moyenne, combien de litres d'eau embouteillée votre ménage consomme-t-il par semaine ?

Nombre de litres _____ par semaine

A-8c Pourquoi consommez-vous de l'eau embouteillée?

- 1 Mon eau est contaminée par les fertilisants agricoles
- 2 Mon eau est contaminée par d'autres polluants
- 3 Je suis inquiet parce que mon eau pourrait être contaminée
- 4 Elle a un meilleur goût que l'eau du robinet
- 5 L'eau embouteillée a une meilleure senteur que l'eau du robinet
- 6 Autre (SVP expliquez) : _____

Même si vous achetez de l'eau embouteillée, il est possible que vous possédiez un système de traitement de l'eau de robinet. Les questions A-9, A-9a et A-9b concernent donc les systèmes domestiques de traitement de l'eau.

A-9 Possédez-vous un système de traitement de l'eau à votre domicile au nord de Montréal ?

- 1 Oui (Continuez à A-9a)
- 2 Non (Passez à A-10)

A-9a À combien estimez-vous les frais de ce système de traitement?
(Nous vous demandons une estimation approximative)

- 1 Coût d'achat et d'installation de l'appareil _____ \$
- 2 Durée de vie de l'appareil _____ années
- 3 Quels sont vos frais mensuels d'entretien de ce système _____ \$

A-9b Pourquoi utilisez-vous un système de traitement de l'eau ?

Raison(s) _____

Les questions A-10 à A-10c portent sur l'activité d'aller puiser de l'eau à d'autres sources telles que les sources d'eau naturelle.

A-10 Vous arrive-t-il d'aller puiser de l'eau à d'autres sources?

- 1 Oui (Continuez à A-10a)
- 2 Non (Passez à A-11)

A-10a À combien estimez-vous les frais mensuels reliés à cette activité?
(En obtenant certaines informations, nous pourrions calculer ces frais)

- 1 Nombre de kilomètres (approximatifs) parcourus pour puiser cette eau
_____ kilomètres par mois
- 2 Temps alloué (approximatif) pour cette activité _____
_____ heures par mois

A-10b L'activité d'aller puiser de l'eau se fait-elle en même temps qu'une ou plusieurs autres activités?

- 1 Oui (Continuez à A-10-c)
- 2 Non (Passez à A-11)

A-10c Quel pourcentage l'activité d'aller puiser de l'eau représente-t-elle parmi ces autres activités?

Pourcentage _____ %

Les questions A-11 et A-11a concernent l'activité de faire bouillir l'eau de consommation de votre domicile situé au nord de Montréal.

A-11 Vous arrive-t-il de faire bouillir votre eau de consommation ?
(Peu importe si c'est par semaine, par mois ou par année)

- 1 Oui (Continuez à A-11a)
- 2 Non (Passez à A-12)

A-11a Combien de litres d'eau, en moyenne, faites-vous bouillir par mois ?

Nombre de litres par mois _____ litres

Les questions A-12 à A-12c concernent l'utilisation d'une fontaine ou distributeur d'eau embouteillée à votre domicile au nord de Montréal.

A-12 Utilisez-vous une fontaine ou un distributeur d'eau embouteillée à votre domicile ?

- 1 Oui (Continuez à A-12a)
- 2 Non (Passez à B-1)

A-12a À combien estimez-vous les frais mensuels d'utilisation de cette fontaine ?
(Frais d'entretien, d'électricité et de location, si vous le louez)

Frais mensuels _____ \$

A-12b Si vous avez acheté cet appareil, combien l'avez-vous payé ?

Prix _____ \$

A-12c Quelle est la durée de vie approximative de cet appareil (en années) ?

_____ ans

Section B : Maintenant, nous aimerions connaître votre opinion sur différents aspects qui touchent les eaux souterraines de votre région.

- B-1 Jusqu'à quel point trouvez-vous important chacun des items suivants?
(Inscrivez un X pour chaque item)

| Items | Très important | Important | Pas trop important |
|--|----------------|-----------|--------------------|
| a- Augmenter l'activité industrielle | | | |
| b- Réduire les taxes | | | |
| c- Protéger l'eau souterraine | | | |
| d- Augmenter les soins de santé publique | | | |

- B-2 Combien votre famille serait-elle prête à payer annuellement, en plus de ce que vous payez déjà, pour prévenir une diminution de la qualité ou de la quantité d'eau souterraine de votre région ?

Le montant maximum que ma famille serait prête à payer annuellement est _____ \$

B-3 Que feriez-vous si toute l'eau souterraine au nord de Montréal devenait très contaminée ? (Impropre à la consommation)

- 1 J'achèterais de l'eau embouteillée
- 2 J'achèterais un système de traitement de l'eau
- 3 Je déménagerais de la région du nord de Montréal pour un endroit où l'eau est non-polluée
- 4 Autre (SVP expliquez): _____
- 5 Ne s'applique pas puisque mon eau de consommation provient d'une autre source que l'eau souterraine

B-4 Jusqu'à quel point trouvez-vous importantes les affirmations suivantes ?

| Affirmations | Très important | Important | Pas important |
|---|----------------|-----------|---------------|
| 1- L'eau souterraine est une façon peu dispendieuse de s'approvisionner en eau pour cuisiner et boire. | | | |
| 2- Je ne me laverais pas ou ne laverais pas mes vêtements avec de l'eau que je ne peux pas boire. | | | |
| 3- Je cherche à protéger la valeur de ma propriété | | | |
| 4- Je cherche à protéger l'eau souterraine pour que moi-même ou d'autres personnes puissent l'utiliser dans le futur. | | | |
| 5- Je cherche à protéger l'eau souterraine pour que mes descendants puissent l'utiliser dans le futur | | | |

B-5 Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les affirmations suivantes ? Inscrivez un X pour chacune des affirmations

| Affirmations | D'accord | En désaccord |
|--|----------|--------------|
| a- Nous devrions confier la gestion de l'eau souterraine de notre région au secteur privé | | |
| b- Nous devrions conserver le système de gestion actuel, c'est-à-dire que le gouvernement continue à gérer l'eau souterraine comme avant | | |
| c- Nous devrions former des comités mixtes (citoyens, gouvernement, industrie, agriculteurs) pour gérer l'eau souterraine | | |

B-6 Peu importe la provenance de votre eau de robinet, quelle appréciation donneriez-vous à votre eau de consommation (à votre domicile situé au nord de Montréal), sur une échelle de 1 à 10 ? (Note : 1 est la pire des appréciations et 10 est la meilleure)

Appréciation _____

Section C : Nous savons que protéger la qualité de l'eau souterraine peut être très coûteux. Toutefois, nous connaissons peu de choses sur les avantages qui résultent de la protection de l'eau souterraine. C'est pourquoi nous vous demandons, dans cette section, de nous aider à mieux comprendre l'importance réelle que vous accordez à la protection de la nappe d'eau souterraine de votre région. Même si votre eau de robinet provient d'une autre source que la nappe souterraine (par exemple, de l'eau de surface fournie par un aqueduc municipal), il est possible que vous accordiez aussi de l'importance à cette ressource. C'est pour cette raison que nous vous demandons de répondre aux questions de la Section C.

Quoique l'eau souterraine pour l'ensemble de votre région soit de très bonne qualité et en quantité suffisante, on peut penser que des problèmes de quantité et de qualité d'eau pourraient survenir dans un avenir rapproché. De plus, l'activité humaine (agricole, industrielle, etc.) sur l'ensemble du territoire nous suggère que des mesures de protection devraient être envisagées.

C-1 Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les affirmations suivantes:

| Affirmations | D'accord | En désaccord |
|---|----------|--------------|
| 1- La consommation d'eau souterraine contaminée peut affecter la santé humaine. | | |
| 2- Des eaux souterraines contaminées coûtent cher à traiter. | | |
| 3- La valeur des propriétés peut être diminuée si la nappe d'eau sous la propriété est contaminée. | | |
| 4- Les achats d'eau embouteillée augmentent si l'eau souterraine n'est pas potable ou si le niveau de la nappe diminue. | | |
| 5- Les coûts de production industrielle sont plus élevés et les consommateurs peuvent payer plus cher pour leurs produits si l'eau est polluée. | | |
| 6- Le niveau d'anxiété des gens peut augmenter lorsque la nappe est contaminée. | | |

| | | |
|--|--|--|
| 7- C'est le bon moment d'instaurer un programme de protection des eaux souterraines parce qu'elles ne sont pas encore polluées | | |
| 8- Les gens peuvent perdre la possibilité d'utiliser l'eau souterraine dans le futur pour eux-mêmes ou pour leurs descendants. | | |

Afin de préserver l'eau souterraine contenue dans le sous-sol québécois, le gouvernement du Québec a récemment suggéré différentes options de programme de gestion et de protection de cette ressource. On assiste actuellement à un débat public sur cette question. Une première option consiste à percevoir un montant d'argent pour chaque unité d'eau souterraine (par exemple: un mètre-cube ou un gallon) prélevée de la nappe. C'est ce que nous appelons un système de redevance. Le gouvernement québécois percevrait les redevances et en retour ce dernier aurait à mettre en place les mécanismes qui permettraient la fourniture d'une eau souterraine de bonne qualité et en quantité suffisante. C'est le programme de gestion par le gouvernement.

Une deuxième option consiste à créer un comité de bassin. Les industriels, les agriculteurs, les propriétaires terriens, des représentants du gouvernement et les groupes d'intérêt de la région seraient les principaux acteurs de ce comité et auraient la responsabilité de fixer les quantités totales et individuelles d'eau souterraine à prélever de façon à ce que les prélèvements ne soient pas plus élevés que le renouvellement naturel qui provient principalement des eaux de pluie. Le comité de bassin verrait à fixer et à percevoir le montant des redevances et à fournir une eau souterraine de bonne qualité et en quantité suffisante. La gestion s'effectuerait au niveau local ou régional. C'est le programme de gestion par le comité de bassin.

Il est aussi prévu que le statut juridique des eaux souterraines soit modifié. De bien privé qu'il est maintenant, il deviendrait ressource collective. Ce changement de statut est nécessaire pour l'application du système de redevance peu importe l'option choisie.

Les redevances, c'est-à-dire les montants d'argent perçus par le gouvernement ou par le comité de bassin, selon le type de gestion choisi, seraient versées dans un fonds spécial. Ce fonds permettrait d'assurer la fourniture en quantité et en qualité de l'eau souterraine à ceux qui paieraient les redevances. De plus, on sait que toute ressource collective génère une rente économique (ou en d'autres termes des surplus monétaires). Or, ces surplus pourraient être réinvestis dans l'économie provinciale ou régionale selon le cas.

Supposons maintenant que vous ayez la possibilité de voter POUR ou CONTRE la création d'un programme de gestion par le gouvernement. On sait que votre choix dépendra entre autres du montant d'argent que cela coûterait à votre famille. Comme nous l'avons vu au début de cette page, ce montant serait différent pour chaque famille puisqu'il dépend de la quantité d'eau souterraine consommée. Selon une première estimation, le total des redevances pourrait s'élever à 120 \$ par famille annuellement. Ce montant moyen correspond à la consommation moyenne d'une famille québécoise. Ces redevances s'ajouteraient aux taxes que vous payez déjà. Les locataires, quant à eux, paieraient ces redevances directement au gouvernement. De plus, il n'est pas nécessaire que votre vote corresponde au montant répondu à la question B-2.

IMPORTANT

LES QUESTIONS C-2 À C-4 S'ADRESSENT À CEUX DONT LEUR EAU DE ROBINET PROVIENT DE LA NAPPE D'EAU SOUTERRAINE

CEUX DONT LEUR EAU DE ROBINET PROVIENT D'UNE AUTRE SOURCE QUE LA NAPPE D'EAU SOUTERRAINE ET CEUX QUI NE SAVENT PAS D'OÙ PROVIENT LEUR EAU DE ROBINET N'ONT PAS À COMPLÉTER LES QUESTIONS DE LA PAGE 10. ILS DOIVENT PLUTÔT CONTINUER AU DÉBUT DE LA PAGE 11.

C-2 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 120 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Continuez à C-3)
- 2 Contre (Passez à C-4)
- 8 Pas certain (Passez à C-4)

C-3 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 250 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-9)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

C-4 Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 60 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-8)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

LES RENSEIGNEMENTS ET LES QUESTIONS DE CETTE PAGE S'ADRESSENT À CEUX QUI NE SONT PAS ALIMENTÉS À PARTIR DE LA NAPPE SOUTERRAINE ET À CEUX QUI NE SAVENT PAS S'ILS SONT ALIMENTÉS À PARTIR DE LA NAPPE SOUTERRAINE

Pour ceux qui ne sont pas alimentés à partir de la nappe d'eau souterraine et pour ceux qui ne savent pas s'ils sont alimentés à partir de la nappe d'eau souterraine, considérez que le total des redevances pourrait être, pour vous, une augmentation de taxe municipale. Cette augmentation de taxe ne serait pas fonction de votre consommation d'eau souterraine puisque votre eau de robinet provient d'une autre source. Cette augmentation de taxe municipale correspondrait à la moitié des redevances moyennes d'une famille ayant une consommation moyenne d'eau souterraine. La contribution des non-utilisateurs de l'eau souterraine nous permettra d'évaluer l'importance que vous accordez à cette ressource en regard notamment de son utilisation dans le futur par vous ou par d'autres personnes (par exemple vos enfants) ainsi que l'importance que vous y accordez pour le seul fait qu'il puisse exister une eau souterraine de bonne qualité et en quantité sous vos pieds.

C-5 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de 60 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Continuez à C-6)
- 2 Contre (Passez à C-7)
- 8 Pas certain (Passez à C-7)

C-6 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de 120 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
- 2 Contre (Continuez à C-9)
- 8 Pas certain (Passez à C-9)

C-7 Si, pour de votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de 30 \$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le gouvernement ?

- 1 Pour (Passez à C-9)
 2 Contre (Continuez à C-8)
 8 Pas certain (Passez à C-9)

C-8 Certaines raisons ont pu justifier votre choix CONTRE le programme. Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les raisons suivantes ?

| Raisons | D'accord | En désaccord |
|--|----------|--------------|
| 1- Je ne crois pas que l'eau souterraine est affectée par l'activité humaine | | |
| 2- Je ne crois pas que les polluants constituent un risque pour la santé | | |
| 3- Je ne vivrai pas dans la région dans le futur | | |
| 4- Je ne suis pas en mesure de payer pour ça | | |
| 5- J'ai besoin de plus d'information pour répondre à cette question | | |
| 6- L'eau souterraine (en quantité ou en qualité) n'a aucune valeur pour moi | | |
| 7- Je suis contre la méthode de paiement | | |
| 8- Les dommages à la nappe souterraine sont trop importants et il est trop tard pour faire quoique ce soit | | |
| 9- Je ne devrais pas payer pour les actions des autres | | |
| 10- Autre (Spécifiez: _____) | | |

C-9 Pensez-vous que le programme de gestion par le gouvernement serait complètement efficace? C'est-à-dire qu'il ferait en sorte que l'eau souterraine soit définitivement de bonne qualité et en quantité suffisante. (En d'autres termes, un programme efficace à 100% conduirait à un niveau de qualité/quantité d'eau souterraine de 100%. Un programme efficace à 50% conduirait à un niveau de qualité/quantité d'eau souterraine de 50%)

- 1 Oui (Passez à C-11)
 2 Non (Continuez à C-10)
 8 Pas certain (Continuez à C-10)

C-10 À quel niveau d'efficacité, en pourcentage, pensez-vous ?
 (100% est complètement efficace et 0% est complètement inefficace)

Pourcentage _____ %

C-11 Si vous aviez à voter sur l'un ou l'autre de ces programmes, voteriez-vous POUR ou CONTRE les programmes suivants ?

| Programmes | POUR | CONTRE | NE SAIS PAS |
|------------------------------------|------|--------|-------------|
| 1- Gestion par le gouvernement | | | |
| 2- Gestion par le comité de bassin | | | |

Section D: Finalement, nous avons besoin de connaître quelques aspects vous concernant et ce, dans un seul but statistique. Nous tenons à vous assurer que vos réponses demeureront strictement confidentielles.

D-1 Dans quelle catégorie se situe votre revenu familial total incluant les salaires bruts, les intérêts sur placements et autres? Il s'agit du revenu annuel familial en 1996.

- | | | | |
|---|-----------------------|----|-----------------------|
| 1 | 4,999 \$ ou moins | 8 | 35,000 \$ à 39,999 \$ |
| 2 | 5,000 \$ à 9,999 \$ | 9 | 40,000 \$ à 44,999 \$ |
| 3 | 10,000 \$ à 14,999 \$ | 10 | 45,000 \$ à 49,999 \$ |
| 4 | 15,000 \$ à 19,999 \$ | 11 | 50,000 \$ à 59,999 \$ |
| 5 | 20,000 \$ à 24,999 \$ | 12 | 60,000 \$ à 69,999 \$ |
| 6 | 25,000 \$ à 29,999 \$ | 13 | 70,000 \$ à 89,999 \$ |
| 7 | 30,000 \$ à 34,999 \$ | 14 | 90,000 \$ ou plus |
- (SVP estimez) _____ \$

D-2 Êtes-vous...?

- 1 Homme
- 2 Femme

D-3 Quelle est votre année de naissance?

Année

D-4 Quelle est votre occupation?

- 1 Commerçant ou travailleur autonome
- 2 Agriculteur (trice) ou ouvrier (ière) agricole
- 3 Sans emploi
- 4 Étudiant (e)
- 5 Retraité (e)
- 6 Au foyer
- 7 Cadre supérieur et profession libérale
- 8 Col blanc (travailleur de bureau) ou col bleu (travailleur manuel)
- 9 Autre (Spécifiez: _____)

D-5 Quel est votre dernier diplôme obtenu?

- 1 Aucun
- 2 Primaire
- 3 Secondaire
- 4 Études collégiales
- 5 Université (premier cycle)
- 6 Université (deuxième ou troisième cycle)

D-6 Incluant vous-même, combien y a-t-il de membres dans votre famille, et cela pour chaque groupe d'âge?

| Âge | Nombre de personnes |
|----------------|---------------------|
| Moins de 6 ans | |
| De 6 à 12 ans | |
| De 13 à 17 ans | |
| De 18 à 44 ans | |
| De 45 à 55 ans | |
| De 56 à 64 ans | |
| 65 ans et plus | |

D-7 Y a-t-il quelqu'un dans votre famille qui pratique la pêche, le canotage ou la baignade dans les lacs ou rivières ?

| | Oui | Non | Nombre de fois par année |
|----------|-----|-----|-----------------------------|
| Pêche | | | |
| Canotage | | | |
| Baignade | | | |

D-8 Pourriez-vous dire que vous êtes sensibilisé à l'environnement ?

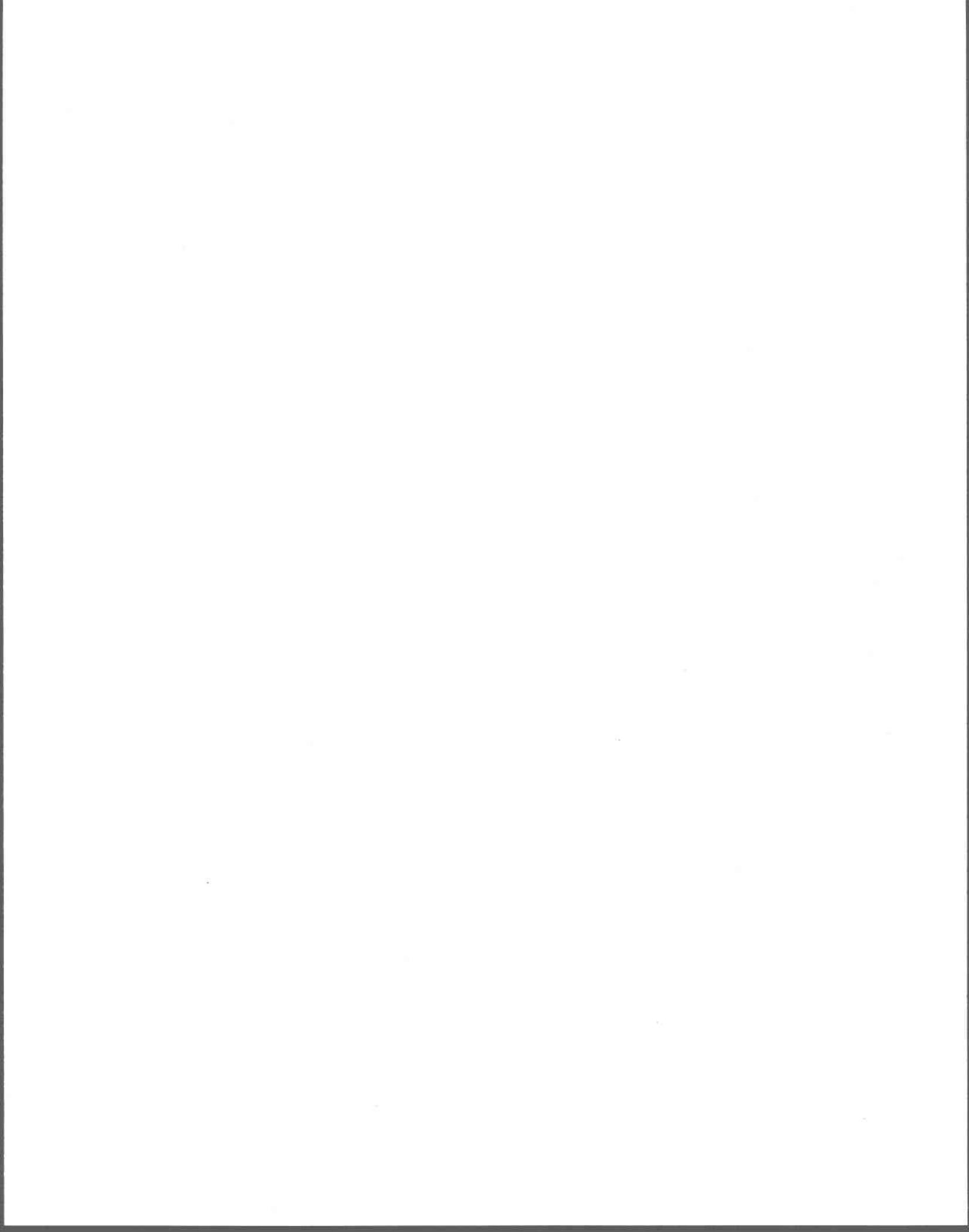
- 1 Oui (Continuez à D-9)
- 2 Non
- 8 Pas certain

D-9 Votre niveau de sensibilisation à l'environnement est-il ?

- 1 Vraiment élevé
- 2 Élevé
- 3 Légèrement élevé
- 4 Pas élevé du tout
- 8 Pas certain

Merci encore de votre précieuse collaboration.

Annexe B
Manuel des codes



| Numéro de la question | Libellé de la question | Réponse | Colonne |
|-----------------------|--|--|---------|
| # Du Répondant | | | 1-3 |
| Version | | | 4-5 |
| A-1 | Depuis combien d'années habitez-vous la région située au nord de Montréal? | de 0 à 99 ans | 6-7 |
| A-2 | Y vivez-vous à l'année longue? | 1- Oui 2- Non | 8 |
| A-3 | Durant combien de mois par année y vivez-vous? | de 0 à 11 | 9-10 |
| A-4 | Quel est votre lieu de résidence principale dans la région située au nord de Montréal? | 1- Blainville 2- Boisbriand 3- Ste-Thérèse 4- Ste-Eustache 5- Ste-Hippolyte 6- St-Jérôme 7- Lachute 8- Prévost 9- Deux-Montagnes 10- Ste-Anne-Des-Plaines 11- Mille-Isle 12- Rosemère 13- Chatham 14- New Glasgow 15- Brownsburg 16- Bellefeuille 17- Lafontaine 18- Ste-Marthe-Sur-Le-Lac 19- St-Colomban 20- St-Antoine 21- Ste-Sophie 22- Pointe-Calumet 23- Lorraine | 11-12 |

| | | | |
|------|--|---|-------|
| | | 24- Oka, Kanésataké 25- St-André Est 26- Mirabel 27- Kirkland 28- Bois-Des-Fillions 29- St-Lin 30- St-André-d'Argenteuil 31- St-Joseph-Du-Lac 32- La Plaine 33- Carillon 34- St-Placide | |
| A-5 | Êtes-vous propriétaire ou locataire? | 1- Propriétaire 2- Locataire | 13 |
| A-6 | Combien de propriétés possédez-vous dans la région située au nord de Montréal? | 1- Une 2- Deux 3- de 3 à 9 | 14 |
| A-7 | Quelle est la principale source d'approvisionnement de votre eau potable? | 1- Aqueduc municipal (eau souterraine) 2- Aqueduc municipal (eau de surface) 3- Puis privé de surface 4- Puits privé artésien incluant les « pointes » (eau souterraine) 5- Je ne suis pas certain | 15 |
| A-8 | Consommez-vous de l'eau embouteillée? | 1- Oui 2- Non | 16 |
| A-8a | Pourquoi ne consommez-vous pas de l'eau embouteillée? | 1- Parce que l'eau embouteillée coûte trop cher 2- Mon eau de robinet est meilleure au goût que l'eau en bouteille 3- J'ai parfaitement confiance à la qualité de l'eau de mon robinet | 17-18 |

| | | | |
|----------|---|--|-------|
| | | 4- Autre raison 5- Possède filtreur 6- Possède Brita | |
| A-8b | En moyenne, combien de litres d'eau embouteillée votre ménage consomme-t-il par semaine? | de 0 à 99 litres | 19-20 |
| A-8c | Pourquoi consommez-vous de l'eau embouteillée? | 1- Mon eau est contaminée par les fertilisants agricoles 2- Mon eau est contaminée par d'autres polluants 3- Je suis inquiet parce que mon eau pourrait être contaminée 4- Elle a meilleur goût que l'eau du robinet 5- L'eau embouteillée a une meilleure senteur que l'eau du robinet 6- Autre 7- Pour éviter problème de santé du à l'eau du robinet 8- Eau froide immédiatement | 21-22 |
| A-9 | Possédez-vous un système de traitement de l'eau à votre domicile au nord de Montréal? | 1- Oui 2- Non | 23 |
| A-9a (1) | À combien estimez-vous les frais de ce système de traitement? ...Coût d'achat de l'appareil. | de 0 à 9999 dollars | 24-27 |
| A-9a (2) | ...Durée de vie de l'appareil (années) | de 0 à 99 ans | 28-29 |
| A-9a (3) | ...Quels sont vos frais mensuels d'entretien de ce système. | de 0 à 99 dollars | 30-31 |

| | | | |
|-----------|---|--|-------|
| A-9b | Pourquoi utilisez-vous un système de traitement de l'eau? | 1- Eau ferreuse 2- Enlever le goût du chlore 3- Eau a mauvais goût 4- Pour avoir une meilleure qualité d'eau 5- Déjà là à l'achat de la maison | 32 |
| A-10 | Vous arrive-t-il d'aller puiser de l'eau à d'autres sources? | 1- Oui 2- Non | 33 |
| A-10a (1) | A combien estimez-vous les frais mensuels reliés à cette activité? ...Nombre de kilomètres parcourus pour puiser cette eau (km par mois) | de 0 à 999 km | 34-36 |
| A-10a (2) | ...Temps alloué pour cette activité (heures par mois) | de 0 à 99 heures | 37-38 |
| A-10b | L'activité d'aller puiser de l'eau se fait-elle en même temps qu'une ou plusieurs autres activités? | 1- Oui 2- Non | 39 |
| A-10c | Quel pourcentage l'activité d'aller puiser de l'eau représente-t-elle parmi ces autres activités? | de 0 à 100% | 40-42 |
| A-11 | Vous arrive-t-il de faire bouillir votre eau de consommation? | 1- Oui 2- Non | 43 |
| A-11a | Combien de litres d'eau, en moyenne, faites-vous bouillir par mois? | de 0 à 99 litres | 44-45 |
| A-12 | Utilisez-vous une fontaine ou un distributeur d'eau embouteillée à votre domicile? | 1- Oui 2- Non | 46 |
| A-12a | A combien estimez-vous les | de 0 à 99\$/mois | 47-48 |

| | | | |
|-------|--|---|-------|
| | frais mensuels d'utilisation de cette fontaine? | | |
| A-12b | Si vous avez acheté cet appareil, combien l'avez-vous payé? | de 0 à 9999\$ | 49-52 |
| A-12c | Quelle est la durée de vie approximative de cet appareil (années) ? | de 0 à 99 ans | 53-54 |
| B-1a | Jusqu'à quel point trouvez-vous important chacun des items suivant? ...Augmenter l'activité industrielle | 1- Très important 2- Important 3- Pas trop important | 55 |
| B-1b | ...Réduire les taxes | Idem | 56 |
| B-1c | ...Protéger l'eau souterraine | Idem | 57 |
| B-1d | ...Augmenter les soins de santé publique | Idem | 58 |
| B-2 | Combien votre famille serait-elle prête à payer annuellement, en plus de ce que vous payez déjà, pour prévenir une diminution de la qualité ou de la quantité d'eau souterraine de votre région? | de 0 à 9999\$ | 59-62 |
| B-3 | Que feriez-vous si toute l'eau souterraine au nord de Montréal devenait très contaminée? | 1- J'achèterais de l'eau embouteillée 2- J'achèterais un système de traitement de l'eau 3- Je déménagerais de la région du nord de Montréal pour un endroit où l'eau est non-polluée 4- Autre (SVP, expliquez) 5- Ne s'applique pas puisque mon eau de consommation | 63-64 |

| | | | |
|---------|---|---|----|
| | | provient d'une autre source que l'eau souterraine 6- Poursuivre ceux qui ont contaminé 7- Ferait bouillir l'eau 8- Agirait avant que ça arrive | |
| B-4 (1) | Jusqu'à quel point trouvez-vous importantes les affirmations suivantes? ...L'eau souterraine est une façon peu dispendieuse de s'approvisionner en eau pour cuisiner et boire | 1- Très important 2- Important 3- Pas trop important | 65 |
| B-4 (2) | ...Je ne me laverais pas ou je ne laverais pas mes vêtements avec de l'eau que je ne peux pas boire | Idem | 66 |
| B-4 (3) | ...Je cherche à protéger la valeur de ma propriété | Idem | 67 |
| B-4 (4) | ...Je cherche à protéger l'eau souterraine pour que moi-même ou d'autres personnes puissent l'utiliser dans le futur | Idem | 68 |
| B-4 (5) | ...Je cherche à protéger l'eau souterraine pour que mes descendants puissent l'utiliser dans le futur | Idem | 69 |
| B-5a | Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les affirmations suivantes? ...Nous devrions confier la gestion de l'eau souterraine de notre région au secteur privé | 1- D'accord 2- En désaccord | 70 |
| B-5b | ...Nous devrions conserver le système de gestion actuel, | Idem | 71 |

| | | | |
|---------|---|--------------------------------|-------|
| | c'est-à-dire que le gouvernement continue à gérer l'eau souterraine comme avant | | |
| B-5c | ...Nous devrions former des comités pour gérer l'eau souterraine | Idem | 72 |
| B-6 | Peu importe la provenance de votre eau de robinet, quelle appréciation donneriez-vous à votre eau de consommation, sur une échelle de 1 à 10? | de 1 à 10 | 73-74 |
| C-1 (1) | Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les affirmations suivantes? ...La consommation d'eau souterraine contaminée peut affecter la santé humaine | 1- D'accord 2- En désaccord | 75 |
| C-1 (2) | ...Des eaux souterraines contaminées coûtent cher à traiter | Idem | 76 |
| C-1 (3) | ...La valeur des propriétés peut être diminuée si la nappe d'eau sous la propriété est contaminée | Idem | 77 |
| C-1 (4) | ...Les achats d'eau embouteillée augmentent si l'eau souterraine n'est pas potable ou si le niveau de la nappe diminue | Idem | 78 |
| C-1 (5) | ...Les coûts de production industrielle sont plus élevés et les consommateurs peuvent payer plus cher pour leurs produits si l'eau est polluée | Idem | 79 |
| C-1 (6) | ...Le niveau d'anxiété des gens | Idem | 80 |

| | | | |
|---------|--|---|----|
| | peut augmenter lorsque la nappe est contaminée | | |
| C-1 (7) | ...C'est le bon moment d'instaurer un programme de protection des eaux souterraines parce qu'elles ne sont pas encore polluées | Idem | 81 |
| C-1 (8) | ...Les gens peuvent perdre la possibilité d'utiliser l'eau souterraine dans le futur pour eux-mêmes ou pour leurs descendants | Idem | 82 |
| C-2 | Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 120\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 1-Pour (Continuez à C-3) 2-Contre (Passez à C-4) 8-Pas certain (Passez à C-4) | 83 |
| C-3 | Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 250\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 1-Pour (Passez à C-9) 2-Contre (Continuez à C-9) 8-Pas certain (Passez à C-9) | 84 |
| C-4 | Si, pour la consommation annuelle de votre famille, le total des redevances était de 60\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 1-Pour (Passez à C-9) 2-Contre (Continuez à C-8) 8-Pas certain (Passez à C-9) | 85 |
| C-5 | Si, pour votre famille, | 1-Pour (Continuez à C-6) | 86 |

| | | | |
|---------|---|---|----|
| | l'augmentation de taxe municipale était de 60\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 2-Contre (Passez à C-7) 8-Pas certain (Passez à C-7) | |
| C-6 | Si, pour votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de 120\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 1-Pour (Passez à C-9) 2-Contre (Continuez à C-9) 8-Pas certain (Passez à C-9) | 87 |
| C-7 | Si, pour votre famille, l'augmentation de taxe municipale était de 30\$ par année, voteriez-vous POUR ou CONTRE le programme de gestion par le comité de bassin ? | 1-Pour (Passez à C-9) 2-Contre (Continuez à C-8) 8-Pas certain (Passez à C-9) | 88 |
| C-8 (1) | Certaines raisons ont pu justifier votre choix CONTRE le programme. Êtes-vous d'accord ou en désaccord avec les raisons suivantes ? ... Je ne crois pas que l'eau souterraine est affectée par l'activité humaine. | 1- D'accord 2- En désaccord | 89 |
| C-8 (2) | ... Je ne crois pas que les polluants constituent un risque pour la santé. | Idem | 90 |
| C-8 (3) | ... Je ne vivrai pas dans la région dans le futur. | Idem | 91 |

| | | | |
|----------|--|---|---------|
| C-8 (4) | ... Je ne suis pas en mesure de payer pour ça. | Idem | 92 |
| C-8 (5) | ... J'ai besoin de plus d'information pour répondre à cette question. | Idem | 93 |
| C-8 (6) | ... L'eau souterraine (en quantité ou en qualité n'a aucune valeur pour moi. | Idem | 94 |
| C-8 (7) | ... Je suis contre la méthode de paiement. | Idem | 95 |
| C-8 (8) | ... Les dommages à la nappe souterraine sont trop importants et il est trop tard pour faire quoique ce soit. | Idem | 96 |
| C-8 (9) | ... Je ne devrais pas payer pour les actions des autres. | Idem | 97 |
| C-8 (10) | ... Autre (Spécifiez) | 1- Ne veux pas payer plus de taxes 2- Autres | 98 |
| C-9 | Pensez-vous que le programme de gestion par le comité de bassin serait complètement efficace? C'est-à-dire qu'il ferait en sorte que l'eau souterraine soit définitivement de bonne qualité et en quantité suffisante. | 1-Oui (Passez à C-11) 2-Non (Continuez à C-10) 8-Pas certain (Continuez à C-10) | 99 |
| C-10 | A quel niveau d'efficacité, en pourcentage, pensez-vous? | De 0% à 100% | 100-102 |
| C-11 (1) | Si vous aviez à voter sur l'un ou l'autre de ces programmes, voteriez-vous POUR ou CONTRE les programmes suivants? | 1-Pour 2-Contre 3-Ne sais pas | 103 |

| | | | |
|----------|---|--|---------|
| | ... Gestion par le gouvernement. | | |
| C-11 (2) | ... Gestion par le comité de bassin. | Idem | 104 |
| D-1 | Dans quelle catégorie se situe votre revenu familial total incluant les salaires bruts, les intérêts sur placements et autres? Il s'agit du revenu annuel familial en 1996. | 1-4,999\$ ou moins 2-5,000\$ à 9,999\$ 3-10,000\$ à 14,999\$ 4-15,000\$ à 19,999\$ 5-20,000\$ à 24,999\$ 6-25,000\$ à 29,999\$ 7-30,000\$ à 34,999\$ 8-35,000\$ à 39,999\$ 9-40,000\$ à 44,999\$ 10-45,000\$ à 49,999\$ 11-50,000\$ à 59,999\$ 12-60,000\$ à 69,999\$ 13-70,000\$ à 89,999\$ 14-90,000\$ ou plus de 90,000 à 999,999\$ | 105-110 |
| D-2 | Êtes-vous...? | 1 Homme 2 Femme | 111 |
| D-3 | Quelle est votre année de naissance? | De 00 à 97 | 112-113 |
| D-4 | Quelle est votre occupation? | 1-Commerçant ou travailleur autonome 2-Agriculteur (trice) ou ouvrier (ière) agricole 3-Sans emploi 4-Étudiant (e) 5-Retraité (e) 6-Au foyer 7-Cadre supérieur et profession libérale 8-Col blanc (travailleur de bureau) ou col bleu (travailleur | 114-115 |

| | | | |
|---------------|--|---|-----|
| | | manuel) 9-Autre 10-Santé 11-Professeur 12-Congé de maladie, CSST | |
| D-5 | Quel est votre dernier diplôme obtenu? | 1-Aucun 2-Primaire 3-Secondaire 4-Études collégiales 5-Université (premier cycle) 6-Université (deuxième ou troisième cycle) | 116 |
| D-6 (0-5) | Incluant vous-même, combien y a-t-il de membres dans votre famille, et cela pour chaque groupe d'âge? ... Moins de 6 ans. | De 0 à 9 personnes | 117 |
| D-6 (6-12) | ... De 6 à 12 ans. | Idem | 118 |
| D-6 (13-17) | ... De 13 à 17 ans. | Idem | 119 |
| D-6 (18-44) | ... De 18 à 44 ans. | Idem | 120 |
| D-6 (45-55) | ... De 45 à 55 ans. | Idem | 121 |
| D-6 (56-64) | ... De 56 à 64 ans. | Idem | 122 |
| D-6 (65 et +) | ... 65 ans et plus | Idem | 123 |
| D-7 (pêche) | Y a-t-il quelqu'un dans votre famille qui pratique la pêche, le canotage ou la baignade dans | 1-Oui 2-Non | 124 |

| | | | |
|--------------|---|---|---------|
| | les lacs ou rivières? ... Pêche | | |
| D-7 (canot) | ... Canotage | Idem | 125 |
| D-7 (baign) | ... Baignade | Idem | 126 |
| D-7 (fpêche) | Si oui, pour la pêche, nombre de fois par année? | De 1 à 99 fois | 127-128 |
| D-7 (fcanot) | Si oui, pour le canotage, nombre de fois par année? | De 1 à 99 fois | 129-130 |
| D-7 (fbaign) | Si oui, pour la baignade, nombre de fois par année? | De 1 à 99 fois | 131-132 |
| D-8 | Pourriez-vous dire que vous êtes sensibilisé à l'environnement? | 1-Oui (Continuez à D-9) 2-Non 8-Pas certain | 133 |
| D-9 | Votre niveau de sensibilisation à l'environnement est-il? | 1-Vraiment élevé 2-Élevé 3-Légèrement élevé 4-Pas élevé du tout 8-Pas certain | 134 |

