

Université de Montréal

**Évaluation économique des services écosystémiques dans la
région de Montréal : analyse spatiale et préférences
exprimées**

par
Jérôme Dupras

Département de géographie
Faculté des arts et des sciences

Thèse présentée à la Faculté des arts et des sciences
en vue de l'obtention du grade de Ph.D.
en géographie

Janvier, 2014

© Jérôme Dupras, 2014

Résumé

Les services écosystémiques (SE) réfèrent aux bénéfices que produisent et soutiennent la biodiversité et les écosystèmes et qui profitent à l'être humain. Dans beaucoup de cas, ils ne sont pas pris en compte dans le système économique. Cette externalisation des SE engendre des décisions sur l'utilisation du territoire et des ressources naturelles qui ignorent leur contribution à la qualité de vie des communautés. Afin notamment de sensibiliser l'opinion publique à l'importance des SE et de mieux les intégrer dans les processus décisionnels, ont été développées des démarches d'évaluation économique des SE.

Dans cette thèse, nous avons cherché à comprendre à la fois comment l'utilisation passée et actuelle des sols dans la région de Montréal affecte la valeur des SE et comment ces aménités naturelles sont perçues et valorisées par la population, dans une perspective d'aménagement futur du territoire. Pour ce faire, nous avons utilisé deux approches : l'analyse spatiale recourant aux systèmes d'information géographique et l'analyse des préférences exprimées par des techniques d'enquête.

Pour l'analyse spatiale, nous avons combiné des analyses cartographiques à des valeurs monétaires associées aux SE publiées dans la littérature. Nous avons alors estimé la valeur des écosystèmes d'un territoire par le transfert de bénéfices, de prix de marchés directs et de coûts évités. Cette démarche nous a permis de comprendre la relation entre l'utilisation actuelle du territoire du Grand Montréal écologique et la valeur des services fournis par les écosystèmes, que nous avons estimée à 2,2 milliards de dollars par année. Elle nous a permis aussi de mesurer les effets sur la valeur des SE du changement d'utilisation des sols entre les années 1960 et 2010. Nous avons montré que malgré différentes politiques de contrôle et d'encadrement de l'étalement urbain au cours de cette période, les pertes économiques non marchandes liées aux SE s'élèvent à 236 millions de dollars par année.

Pour l'analyse des préférences exprimées, nous avons utilisé deux méthodes, l'évaluation contingente et le choix multi-attributs, avec l'objectif de mesurer le consentement à payer de répondants pour des variations dans l'aménagement du territoire. Nous avons montré d'une part que les répondants valorisent significativement l'incidence des pratiques agro-environnementales sur la qualité de l'environnement et des paysages en consentant à

payer entre 159 et 333 dollars par ménage par année pour une amélioration de la diversité du paysage agricole. D'autre part, leur volonté à payer pour l'amélioration de l'état des milieux humides du Québec est estimée entre 389 et 455 dollars par ménage par année. L'utilisation conjointe des deux méthodes nous a permis d'en comparer les résultats. Nous avons en outre démontré que le choix du format de question de valorisation de l'évaluation contingente affecte la convergence des résultats.

Enfin, nous avons proposé des pistes de recherches futures portant sur l'intégration des démarches d'analyse biophysique, économique et politique dans des outils de prise de décision mieux adaptés à la dynamique des écosystèmes, de la biodiversité et des communautés humaines.

Mots-clés : région de Montréal, services écosystémiques, économie des services écosystémiques, analyse spatiale des services écosystémiques, méthode d'évaluation contingente, méthode des choix multi-attributs, paysages agricoles, milieux humides.

Abstract

Ecosystem services (ES) refer to benefits produced and sustained by biodiversity and ecosystems that benefit humans. In many cases, they are not considered in the economic system. This externalization of SE generates decisions on land use and natural resources that ignore their contribution to the well-being of communities. In order to raise awareness of the importance of ES and better integrate them into decision-making processes, economic approaches to value ES have been developed.

In this thesis, we sought to understand both how the past and current land use in the Montreal area affects the value of ES and how these natural amenities are perceived and valued by the population in a future planning and management perspective. To accomplish this, we used two approaches: spatial analysis using geographic information systems and analysis of stated preferences by survey techniques.

In the spatial analysis approach, we combined cartographic analyzes to monetary values associated to ES published in the literature. We then estimated the value of ecosystems using benefit transfer, direct market prices and avoided costs methods. This approach has allowed us to understand the relationship between the current land use in the Greater Montreal and the economic value of the services provided by ecosystems, which we estimated at 2.2 billion dollars per year. It also allowed us to estimate the effects of land use changes between 1960 and 2010 on the value of ES. We showed that despite different land use planning policies implemented to manage urban sprawl during this period, non-market economic losses related to ES have reached 236 million dollars per year.

In the stated preferences approach, we used two methods, contingent valuation and choice experiment, with the aim of measuring the willingness to pay of respondents for proposed changes in their environment. In a first study, we showed that respondents significantly value the impact of agri-environmental practices on the quality of the environment and landscapes and are willing to pay between 159 and 333 dollars per household per year on improving the diversity of agricultural landscape. In a second study, their willingness to pay on improving the status of wetlands in Quebec is estimated at between 389 and 455 dollars per household per year. The combined use of the two methods allowed us to

compare the results. We also demonstrated that the choice of valuation question format in contingent valuation affects the convergence of the results.

Finally, we propose directions for future research related to the integration of ecological, economic and political analyzes of ES that would lead to better assessments of the dynamics of ecosystems, biodiversity and human communities.

Keywords : region of Montreal, ecosystem services, ecosystem services valuation, mapping ecosystem services, contingent valuation method, choice experiment method, agricultural landscapes, wetlands.

Table des matières

Liste des tableaux	viii
Liste des figures	x
Liste des sigles	xii
Remerciements	xv
Introduction	17
PREMIÈRE PARTIE : THÉORIE ET CONCEPTS	29
Chapitre 1 : Les services écosystémiques	31
1.1. <i>Historique du concept</i>	33
1.2. <i>Typologie et classification des biens et services écosystémiques</i>	37
Chapitre 2. L'analyse économique des paysages : réflexions sur les méthodes et les enjeux	47
2.1. <i>Introduction</i>	47
2.2. <i>L'approche microéconomique du paysage</i>	49
2.3. <i>Les outils de valorisation du paysage</i>	57
2.4. <i>Conclusion</i>	66
DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE SPATIALE	69
Chapitre 3 : Economic Value of Greater Montreal's Non-Market Ecosystem Services in a Land Use Management and Planning Perspective	73
3.1. <i>Abstract</i>	73
3.2. <i>Introduction</i>	74
3.3. <i>Target Area</i>	76
3.4. <i>Ecosystem Valuation Methodology</i>	81
3.5. <i>Results</i>	88
3.6. <i>Discussion</i>	96
3.7. <i>Conclusion</i>	100
Chapitre 4 : Urban Sprawling and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada)	101
4.1. <i>Abstract</i>	101

4.2. <i>Introduction</i>	102
4.3. <i>Material and methods</i>	105
4.4. <i>Results</i>	112
4.5. <i>Discussion</i>	124
4.6. <i>Conclusion</i>	129
TROISIÈME PARTIE : ANALYSE DES PRÉFÉRENCES EXPRIMÉES	131
Chapitre 5 : Using Contingent Valuation and Choice Experiment to Value the Impacts of Agri-environmental Practices on Landscapes Aesthetics	135
5.1. <i>Abstract</i>	135
5.2. <i>Introduction</i>	136
5.3. <i>Methodology</i>	139
5.4. <i>Results</i>	153
5.5. <i>Discussion and Conclusion</i>	160
Chapitre 6 : The Value of Wetlands in Quebec : a Study Based on the Contingent Valuation and Choice Experiment Methods.	166
6.1. <i>Abstract</i>	166
6.2. <i>Introduction</i>	167
6.3. <i>Literature review</i>	169
6.4. <i>Empirical design</i>	173
6.5. <i>Survey</i>	183
6.6. <i>Data</i>	185
6.7. <i>Analyses and results</i>	188
6.8. <i>Conclusion</i>	201
Chapitre 7 : Discussion générale	205
7.1. <i>Principales découvertes, avancées conceptuelles et contributions</i>	206
7.2. <i>Réflexions</i>	212
7.3. <i>Travaux futurs</i>	229
Conclusion	236
Bibliographie	240
Annexe 1 : Détails de l'analyse spatiale et économique du chapitre 4	i

Annexe 2 : Questionnaire de l'enquête au Ruisseau Vacher

vii

Annexe 3 : Questionnaire de l'enquête sur les milieux humides

xxx

Liste des tableaux

Tableau 1.1. Exemples de biens et services d'utilité tels que présentés dans l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire	41
Table 3.1. Summary of the Land Use Cover of the Greater Montreal Area	81
Table 3.2. Non-Market Values Provided by the Forests and Woodlands of the Greater Montreal Area	89
Table 3.3. Non-market Values Provided by the Wetlands of the Greater Montreal Area	90
Table 3.4. Non-Market Values Provided by Agriculture Lands of the Greater Montreal Area	91
Table 3.5. Summary of the Non-Market Values Provided by Ecosystems of the Greater Montreal Area	92
Table 3.6. Summary of the Non-Market Values per Ecosystem Service	93
Table 4.1. Evolution of Montreal's Population from 1966 to 2011	106
Table 4.2. Value of ES per type of land-use cover (\$/ha/y)	119
Table 4.3. Total ESV in the MMR from 1966 to 2010	120
Table 4.4. Values and trends of ES from 1966 to 2010	122
Table 4.5. Review of studies measuring the land use changes effects on ESV in urban or peri-urban areas	125
Table 5.1. Attributes and Levels Used in the Choice Experiment	150
Table 5.2. Example of Scenarios Proposed in the Choice Experiment	151
Table 5.3. Descriptive WTP statistics for the Open-ended CVM	155
Table 5.4. Regression Estimates for the CVM	156
Table 5.5. Estimation of WTP for the Choice Experiment using Conditional Logistic Regression	158
Table 5.6. Total WTP from Choice Experiment	160
Table 6.1. Attributes and Levels Used in the Construction of Scenarios	176

Table 6.2. Scenario Proposed to the Respondents in the Contingent Valuation	182
Table 6.3. Example of Choice Set Proposed to Respondents in the Choice Experiment	183
Table 6.4. Descriptive statistics of variables used in the estimates	188
Table 6.5. Contingent Valuation	190
Table 6.6. Choice Experiment: Conditional Logit	192
Table 6.7. Conditional Logit vs. Random Parameter Logit	195
Table 6.8. Comparison of WTP between the Contingent Valuation and the Choice Experiment (\$ per household per year)	196
Table 6.9. The Parameter Equivalency Test Values	201

Liste des figures

Figure 1. Organisation générale de la thèse	25
Figure 2. Géolocalisation des sites analysés dans la thèse	26
Figure 1.1. Composantes et progression type de la démarche d'évaluation économique des services écosystémiques	32
Figure 1.2. L'impact des BSE sur le bien-être humain (adapté de MEA, 2005)	40
Figure 2.1. L'effet externe paysager dans une relation entre agents économiques	54
Figure 2.2. Concept de valeur économique totale	56
Figure 3.1. Methodological framework for mapping the Greater Montreal ecosystem service values (partially adapted from Troy and Wilson, 2006)	76
Figure 3.2. Location Map of Greater Montreal Area in Quebec	77
Figure 3.3. Characterization of the Land Use Cover of Greater Montreal	80
Figure 3.3. Total Non-Market Value and Value per Hectare of the Ecosystems of Sub-Regions of the Greater Montreal Area	95
Figure 4.1. Localisation of the MMR	106
Figure 4.2. Land-use changes in the MMR from 1966 to 2010	113
Figure 4.3. Land-use Evolution of the MMR from 1966 to 2010	115
Figure 4.4. Changes in ESV per land-use class	121
Figure 4.5. Evolution of market and non market ES	122
Figure 4.6. The relationships between (a) total population and total ESV, (b) urban population density and total ESV, (c) income per household and total ESV, and (d) farm size and total ESV	124
Figure 5.1. Location of the Study Site Area	144
Figure 5.2. Scenarios of Changing Landscape Based on Photo-Realistic Simulations Used in the Contingent Valuation Method (partially adapted from Ruiz et al., 2008)	148

Figure 6.1. Mapping of Southern Quebec's Wetlands	175
Figure 6.2. Geolocalization of CV (green) and CE (purple) respondents	186
Figure 7.1. Contribution des chapitres de la thèse à l'analyse générale des SE dans la région de Montréal (partiellement adapté de Daily et al., 2009)	225

Liste des sigles

AAFC	Agriculture and Agro-Food Canada
BDCG	Base de données de cultures généralisées
BDTQ	Base de données topographiques du Québec
BMP	Beneficial Management Practices
CAP	Consentement à payer
CAQ	Coalition Avenir Québec
CAR	Consentement à recevoir
CE	Choice Experiment
CICES	Common International Classification of Ecosystem Goods and Services
CL	Conditional Logit
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CSBQ	Centre de la science de la biodiversité du Québec
CV	Contingent Valuation
CVM	Contingent Valuation Method
EEM	Évaluation des écosystèmes pour le millénaire
ES	Ecosystem Service
ESV	Ecosystem Service Value
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory
FFQ	Fondation de la faune du Québec
GDP	Gross domestic product
GIS	Geographic Information System
GMA	Greater Montreal Area
IIA	Independence of Irrelevant Alternatives
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
ISQ	Institut de la statistique du Québec
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MCMA	Méthode des choix multi-attributs

MDDEFP	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MEC	Méthode d'évaluation contingente
MMR	Montreal Metropolitan Region
MRN	Ministère des ressources naturelles
MRNF	Ministère des ressources naturelles et de la Faune
PLQ	Parti Libéral du Québec
PPP	Purchasing Power Parity
PQ	Parti Québécois
RPL	Random Parameter Logit
RVP	Ruisseau Vacher Program
SCEP	Study of Critical Environmental Problem
SE	Service(s) écosystémique(s)
SIEF	Produits du système d'information écoforestière
SIG	Système d'information géographique
SIH	Système d'information hydrogéologique
SSI	Survey Sampling International
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UPA	Union des producteurs agricoles
VET	Valeur économique totale
WTP	Willingness to Pay

À mon père et ma mère

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à mon directeur, Pierre André, et mon co-directeur, Jean-Pierre Revéret. Votre support, vos conseils et votre encadrement m'ont été très chers. Ce fut un privilège d'étudier avec vous.

Je tiens à remercier les co-auteur(e)s des études présentées dans la thèse : Mahbubul Alam, Jie He, Jérémy Laurent-Lucchetti, Thomas Poder et Jean-Pierre Revéret. Votre collaboration a été cruciale à mon cheminement doctoral ; j'ai beaucoup appris en travaillant avec vous.

J'exprime toute ma reconnaissance aux personnes qui ont contribué à la réalisation des travaux ici présentés, notamment pour les révisions, commentaires et suggestions : Pierre André, Jean-Philippe Boyer, François Cavayas, Isabelle Charron, Sandra Conway, Laurent Da Silva, Jonathan Deslauriers, Pierre Dumont, Gérald Domon, Valérie Dupras, Geneviève Duval, Richard Fournier, Steve Garceau, Claude Grondin, Jie He, Karel Mayrand, Louis Ménard, Cyril Michaud, Fanny Moffette, Thomas Poder, Jean-Pierre Revéret, Sébastien Rioux, Julie Ruiz, Jérôme Théau et Mathieu Varin. Je dis un merci tout particulier à Marc Girard pour son travail d'analyse cartographique, ses précieux conseils et sa collégialité.

Je suis également redevable aux membres de mon comité de thèse pour le suivi de mon cheminement et leurs commentaires pertinents, ainsi qu'au jury ayant évalué cette thèse : Pierre André, Christopher Bryant, Thora Martina Herrmann, Claude Marois, Jean-Pierre Revéret, Michel Trommetter et Samuel Yonkeu.

Je souligne aussi le plaisir d'avoir pu poursuivre mes études dans le cadre agréable et stimulant créé par mes collègues de laboratoire, les étudiants, les professeurs et le personnel du Département de géographie. Je salue tout spécialement Martin Choquette, François Courchesne, Georges Lanmafankpotin et Jonathan Tardif.

Je reconnais le soutien financier apprécié du Conseil de recherche en sciences humaines du Canada, de la Faculté des études supérieures et post-doctorales de l'Université de Montréal, du Centre sur la science de la biodiversité du Québec, de l'Association québécoise pour l'évaluation d'impacts, du Département de géographie et des laboratoires de Pierre André et Jean-Pierre Revéret.

Au final, pour leur soutien et encouragements, j'exprime toute ma gratitude à ma famille, mes ami(e)s et tout particulièrement à ma conjointe, Kelly.

Introduction

Les systèmes naturels du Québec fournissent de multiples avantages dont bénéficient les communautés, depuis les milieux humides et les littoraux qui aident à réduire les inondations en servant de zone d'épanchement des crues, jusqu'aux boisés qui capturent les poussières et filtrent naturellement l'air. Ces écosystèmes, naturels ou semi-naturels, fournissent de nombreux bénéfices immatériels qui, au-delà de services d'approvisionnement direct comme la nourriture ou le bois de chauffage, participent à la régulation des systèmes naturels, à la culture et au patrimoine, et fournissent un apport substantiel aux systèmes économiques. Communément appelés services écosystémiques (SE), ces éléments sont utiles et essentiels au bien-être humain et, dans bien des cas, ne peuvent être substitués par des produits de fabrication humaine (Daily, 1997, De Groot, 2002, MEA, 2005).

Le projet d'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EEM), une initiative onusienne démarrée en 2000, visait à mesurer les effets des changements observés dans les écosystèmes sur le bien-être humain en s'appuyant sur la notion de SE. La contribution de 1 360 experts provenant de 95 pays a permis de dresser un portrait des tendances des écosystèmes dans le monde, de leurs fonctions ainsi que des possibilités de les conserver, d'en améliorer l'utilisation durable et de les restaurer (MEA, 2005). Les conclusions du rapport qui en est issu montrent que la mauvaise évaluation du capital naturel et des SE qui en découlent ont mené à des décisions de gestion qui ont participé, et participent encore, à la dégradation de l'environnement. Celle-ci menace la capacité future des écosystèmes à produire ces SE et maintenir le niveau de bien-être de leurs usagers. Au nombre des facteurs affectant la

production de SE figure parmi les principaux le changement d'utilisation des sols (Foley et al., 2005, MEA, 2005, Sala et al., 2010). Si ces derniers ont permis aux sociétés de s'approprier une part croissante des ressources naturelles au cours des dernières décennies, ils ont aussi porté atteinte à la capacité des écosystèmes à soutenir la production de la majorité des SE de régulation, de support et culturels (MEA, 2005, Foley et al., 2005; Schroter et al., 2005; Metzger et al., 2006).

Une des raisons qui expliquerait cette tendance générale dans la dégradation des SE est qu'une large frange de ces aménités naturelles n'ont *a priori* pas de valeur chiffrable et ne se réfèrent à aucun marché économique existant. Conséquemment, on leur attribue un prix nul, ce qui rend difficile leur inclusion dans le système économique et conduit dans bien des cas à une utilisation non durable des écosystèmes qui les produisent (TEEB, 2010, Bateman et al., 2011). Cette négation en termes économiques de leur rareté ou de leur abondance, de leur importance pour les systèmes naturels et humains ainsi que de leur participation au bien-être des sociétés humaines entraîne un déséquilibre fondamental dans leur utilisation (MEA, 2005, TEEB, 2010). Elle engendre ainsi une lecture biaisée de la planification de l'aménagement et du développement du territoire où les arbitrages entre protection, exploitation et transformation des milieux naturels sont importants (Bateman et al., 2013). Cette absence de prise en compte se traduit notamment par l'adoption d'incitatifs et de stratégies d'adaptation qui ne tiennent pas compte de la réalité du capital naturel. L'étude de la relation entre les changements dans les systèmes naturels et ses conséquences sur le bien-être humain constitue aujourd'hui un objectif commun à plusieurs disciplines scientifiques dont l'écologie (Andersson et al., 2007, Cardinale et al., 2012, Maes et al., 2012a), la géographie (Potschin et Haines-Young, 2011) et la science économique (Boyd, 2007, Daily et al., 2009, TEEB, 2010).

Afin de mesurer la contribution des SE au bien-être des communautés et de pallier la faible représentativité économique de constituants et produits de la nature, des approches d'évaluation économique des valeurs non marchandes des SE existent (e.g. Desaiques et Point, 1993, Bateman et al., 2011). Ce type de démarche vise à leur apposer une valeur, qu'elle soit chiffrable en termes économiques ou quantifiable en termes d'utilité. Si dans la sphère publique l'évaluation économique des SE fut d'abord utilisée à des fins de sensibilisation dans une perspective de conservation de la nature (Costanza et al., 1997, Daily, 1997), elle est de plus en plus utilisée comme outil d'aide à la décision (Daily et al., 2009, De Groot et al., 2012, Serpantié et al., 2012, Laurans et al., 2013).

L'évaluation de la valeur des SE fait donc l'objet d'une demande institutionnelle croissante (Haines-Young et Potschin, 2011, MAES, 2012, ISQ, 2011, Statistique Canada, 2013). Au fil des années 1980 et 1990, la littérature scientifique sur l'économie des services écosystémiques croissait fortement (Adamowicz, 2004, Christie, 2008, De Groot et al., 2012) alors que de nombreuses et importantes institutions internationales contribuaient à l'explicitation des liens entre biodiversité, analyse économique et développement (UN, 1993). Ce fut le cas notamment de la Convention sur la diversité biologique, un des produits du Sommet de la Terre à Rio en 1992, de la Banque mondiale et d'agences d'aide internationales.

Dans cette foulée, des initiatives de comptabilité économique et environnementale selon la perspective des écosystèmes sont désormais nombreuses. Parmi celles-ci, citons les projets de l'EEM (MEA, 2005), de l'Agence européenne pour l'environnement (EC, 2011), L'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB, 2010), la Plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (MAES, 2013), l'Initiative pour une Économie verte des Nations unies (PNUE, 2011), les travaux de

l'Organisation de coopération et développement économiques (OCDE) sur la croissance verte (2011) et le projet WAVES de la Banque mondiale (Hamilton, 2013). Au niveau national, la proposition d'un Système de comptabilité environnementale et économique intégrée (SEEA) par les Nations Unies (UN et al., 2012) a aussi stimulé des telles démarches. Parmi celles-ci, citons les projets en France (Chevassus-au-Louis et al., 2009), au Royaume-Uni (UK NEA, 2011), en Espagne (Campos et Caparros, 2006), en Australie (Pink, 2013), en Norvège (Aslaksen et Garnasjordet, 2012) et au Japon (NIES, 2013). Au Québec, le groupe de travail du Centre de la biodiversité du Québec (CSBQ), l'Institut de la statistique du Québec (ISQ) et d'autres partenaires visent à développer une approche de comptabilité verte pour les systèmes naturels de la province (ISQ, 2011). Au Canada, le projet Mesure des biens et services écosystémiques (MBSE) poursuit les mêmes objectifs (Statistique Canada, 2013).

C'est dans ce contexte que se définissent la problématique et les questions de recherche de la thèse. Bien que, tant à l'échelle internationale que canadienne, on note une riche littérature sur la question, la recherche sur la valeur des services écosystémiques spécifique au Québec est rare¹. Il nous apparaît donc pertinent de contribuer à cette réflexion sur l'évaluation économique des SE, plus spécifiquement pour le territoire qui présente les plus forts arbitrages en matière d'utilisation des sols, celui de la région de Montréal.

De l'avis de plusieurs, l'intégrité écologique du territoire montréalais a fortement décliné aux cours du dernier siècle (Pan et al., 1999, Brisson et al., 2003, Paquette et Domon,

¹ Selon la base de données EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory), 380 études d'évaluation des SE ont été réalisées au Canada, dont 31 touchent le Québec. Pour le projet TEEB, 1310 études ont été évaluées pour estimer la valeur des écosystèmes à l'échelle mondiale, mais une seule étude canadienne s'y retrouve, soit celle d'Anielski et Wilson (2005) sur la valeur des forêts boréales (Van der Ploeg et De Groot, 2010).

² Sur la figure 2, la représentation de l'aire d'étude du Chapitre 6 fait référence à la région de la Montérégie. Cependant, la recherche qui y est menée porte sur l'ensemble du Sud du Québec. Nous illustrons ici la

2003, Jobin et al., 2010). Les pressions de l'étalement urbain et les changements climatiques augurent de la poursuite de ce déclin dans les années à venir (Gonzalez et al., 2013).

Au fil des siècles et des décennies, les paysages naturels des basses-terres du Saint-Laurent ont connu de profondes transformations. Il y a quelques siècles, le sud du Québec était composé principalement de forêts, mais les transformations du territoire au début du 19^{ième} siècle en ont profondément changé le portrait (Bélanger et al. 2002, Brisson et Bouchard, 2003). À cette époque, le besoin de terres agricoles et de bois a conduit à une intensification de l'exploitation forestière (Brisson et Bouchard, 2003). L'agriculture de subsistance qui prévalait jusqu'à la fin des années 1930 a été délaissée au profit d'une agriculture plus commerciale, qui a ultérieurement laissé la place à des cultures spécialisées de grandes superficies (Brisson et Bouchard, 2003).

Depuis les années 1950, l'expansion de la métropole a donné lieu à un étalement urbain vers ce qui en constitue les couronnes nord et sud (Marois et al., 1991, Sénécal et al., 2001). Aujourd'hui, la grande région de Montréal est composée en majorité de terres agricoles, de zones urbanisées et de forêts. La croissance rapide de la population métropolitaine laisse entrevoir des tendances similaires dans l'utilisation des terres (André et al., 2009, Gonzalez et al., 2013). En assumant un scénario de *statu quo* dans l'évolution du territoire, Gonzalez et al. (2013) concluent à une diminution générale des écosystèmes forestiers et à une hausse des terres agricoles et urbanisées d'ici 2050. Au final, il en résulterait une forte progression de la fragmentation du territoire et une perte nette de connectivité écologique.

Avec la demande croissante pour de nouveaux espaces, les communautés de la grande région de Montréal se voient confrontées au défi d'une gestion des arbitrages entre les besoins humains immédiats et le maintien de la capacité des systèmes écologiques à fournir des biens

et des services à long terme. À cet égard, dans leur étude de la région de la Montérégie, Raudsepp-Hearne et al. (2010a) ont montré qu'il existe des arbitrages importants entre les services d'approvisionnement, de régulation et culturels. La perte de services de régulation et de services culturels dans les zones de forte production agricole peut porter atteinte à la durabilité de cette production et diminuer la possibilité de diversification des activités économiques, tout en ayant une incidence sur le bien-être des communautés locales (Bennett et al., 2009, Raudsepp-Hearne et al., 2010b). Les arbitrages observés et pressentis font de la grande région de Montréal un terrain d'expérimentation d'intérêt. Dans cette optique, une analyse de la valeur des SE dans une optique de gestion et de planification territoriale peut générer de nouvelles informations pertinentes.

À notre connaissance, aucune étude primaire et spécifiquement dédiée à l'analyse économique des SE non marchands dans une perspective d'aménagement du territoire n'a été conduite dans la région de Montréal, même s'il existe une demande institutionnelle pour une telle réflexion. À titre d'exemple, dans son Plan métropolitain d'aménagement et de développement, la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) se questionne sur la contribution des SE à la qualité de vie de la communauté montréalaise :

« Les milieux naturels sont une composante importante et indissociable des paysages en procurant plusieurs services qui concourent à notre prospérité. (...) Dans quelle mesure ces services peuvent-ils être importants aux villes et municipalités de la CMM? » (CMM, 2013, p. 8).

C'est dans ce contexte de chevauchement entre le changement d'utilisation des sols,

l'écologie, l'analyse économique et l'aménagement du territoire que cette thèse se développe. Il s'agit ici de mesurer, en termes économiques, l'impact du changement d'utilisation des sols sur la contribution des écosystèmes au bien-être des communautés de la grande région de Montréal. De façon plus spécifique, nous articulons notre réflexion autour de deux questions:

- Quel est l'impact passé et actuel de l'utilisation des terres sur la valeur des SE produits par les écosystèmes dans la grande région de Montréal?

- Dans un contexte d'aménagement futur du territoire, quelle valeur la population accorde-t-elle à une amélioration des services fournis par les écosystèmes?

Nous nous attarderons aux enjeux et problèmes que doivent gérer les décideurs concernant la gestion du territoire et des biens publics qui lui sont associés. Rittel et Webber (1973) soulignent la complexité de ces problèmes en raison des nombreux liens de causalité et de la difficulté pour les gestionnaires de trouver des solutions simples et efficaces. Par leur nature, ces problèmes surviennent à la fois dans des contextes environnementaux et sociaux et évoluent sans nécessairement se stabiliser dans un état particulier. L'absence apparente d'une opinion publique partagée rend nécessaire la construction de solutions qui combinent à la fois des éléments scientifiques, sociaux et politiques (Sala et al., 2000, Loreau et al., 2001). Ces contraintes sont particulièrement exacerbées dans des situations où les arbitrages pour l'utilisation du territoire et des ressources sont élevés, notamment en zones urbaines et péri-urbaines (Sala et al., 2000, Foley et al., 2005).

Cette complexité croissante définit un besoin clair pour de nouveaux outils et indicateurs pour le design de politiques publiques qui soient à la fois intégrateurs d'une nouvelle vision des considérations sociales, environnementales et économiques, mais aussi efficaces et pratiques pour permettre au décideur des applications tangibles (Daily et al., 2010; Bateman et al., 2011). Ceci vient souligner l'intérêt des institutions publiques pour explorer, supporter et intégrer différentes approches pour définir les valeurs que la société et les citoyens accordent à des changements qualitatifs et quantitatifs dans leur environnement et qui seraient les effets de politiques et programmes publics.

Dans cette perspective, nous cherchons à répondre à des questions plus précises : Quels sont les bénéfices sociaux et économiques découlant des milieux naturels? Comment le public valorise-t-il les effets des politiques publiques environnementales? Quels services écosystémiques valorise-t-il le plus? Pour ce faire, nous visons à élaborer une approche apte à mesurer les incidences passées et actuelles de l'utilisation des sols et les préférences de populations locales relativement à une variation de la qualité environnementale de leur cadre de vie.

Afin d'atteindre les objectifs posés, nous avons ici choisi de recourir à deux approches. La première est principalement basée sur des analyses spatiales faisant intervenir des méthodes d'évaluation économique des SE, principalement le transfert de bénéfices, et la seconde sur l'analyse des préférences exprimées d'utilisateurs d'aménités environnementales. Cette combinaison des deux approches permet de poser un regard spatial et temporel sur l'analyse économique des SE dans la région de Montréal en se référant à la dynamique passée, présente et future de l'utilisation des sols.

La thèse, présentée sous la forme d'articles, se divise en trois parties. La figure 1 schématise l'articulation des chapitres substantifs (3 à 6) et la figure 2 les situe géographiquement².

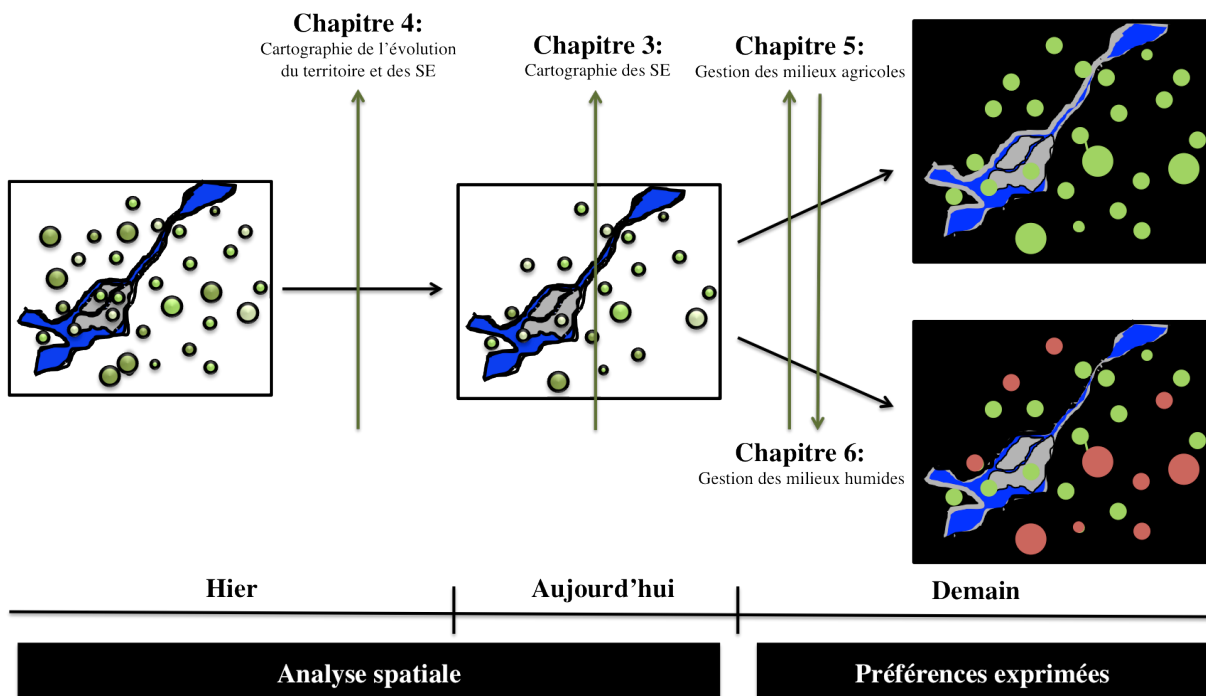


Figure 1. Organisation générale de la thèse.

² Sur la figure 2, la représentation de l'aire d'étude du Chapitre 6 fait référence à la région de la Montérégie. Cependant, la recherche qui y est menée porte sur l'ensemble du Sud du Québec. Nous illustrons ici la Montérégie comme espace d'étude, car nous avons donné, par un échantillonnage stratifié, plus de poids aux répondants de cette région dans notre enquête. Ceci s'explique par deux facteurs : premièrement, la région montérégienne est l'une des plus caractéristiques de la situation générale des milieux humides dans le Sud du Québec en raison des arbitrages importants au niveau de son utilisation des sols (Jean et Létourneau, 2010). Deuxièmement, cet échantillonnage nous permettra de mener des analyses ultérieures sur la comparaison des résultats obtenus par les méthodes de préférences exprimées et de transfert de bénéfices à partir de l'étude menée par l'équipe de Richard Fournier à l'Université de Sherbrooke (Fournier et al., 2013). Les résultats portent donc sur l'analyse des valeurs pour l'ensemble du Québec, mais certaines variables explicatives sont directement liées au sous-échantillon montérégien.

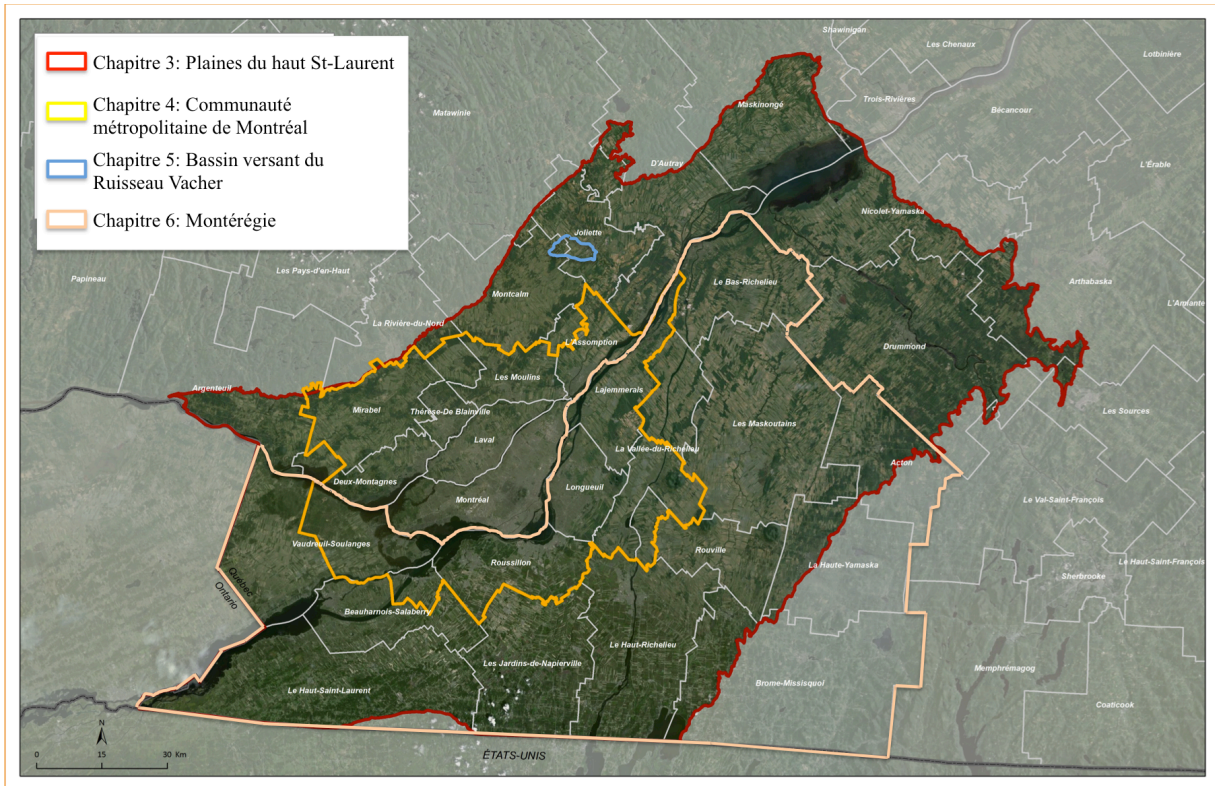


Figure 2. Géolocalisation des sites analysés dans la thèse.

La première partie, *Théorie et concepts*, fournit des informations générales relatives au problème étudié. Le **chapitre 1** présente l’historique du concept de SE et revoit les différentes classifications proposées dans la littérature. Le **chapitre 2** définit, par l’exemple de l’étude des aménités paysagères, les conditions d’une analyse économique pour des services issus de la nature mais ne possédant pas de valeur marchande à proprement parler. Il s’agit ici de voir comment la théorie économique permet d’intégrer des biens et services aux typologies variées et de présenter les différentes méthodes d’analyse des SE.

La deuxième partie, *Analyse spatiale*, s’attarde à répondre à la première question de recherche : quel est le lien entre l’utilisation des terres, passée et actuelle, et la valeur des services fournis par les écosystèmes? Pour ce faire, des indicateurs économiques sont

combinés à des analyses spatiales. Au **chapitre 3**, nous tentons de définir la valeur actuelle des services fournis par les écosystèmes du « Grand Montréal écologique ». Nous cartographions la région cible selon les principales classes d'utilisation des sols et les couplons à des coefficients économiques issus de la littérature par transfert de bénéfices. Nous parvenons ainsi à estimer une valeur totale non marchande des SE régionaux. Au **chapitre 4**, nous nous attardons aux effets du changement d'utilisation des sols sur la valeur des SE dans une perspective d'étalement urbain pour la région métropolitaine de Montréal. À partir d'une analyse cartographique de l'évolution du territoire montréalais des années 1960 à aujourd'hui, nous évaluons la valeur des SE selon des données spécifiques au site étudié (prix de marchés et coûts évités) combinées à des données secondaires acquises par une méthode de transfert de bénéfices.

Dans la troisième partie, *Préférences exprimées*, nous nous penchons sur une analyse micro-économique des préférences exprimées de la population envers les variations de l'environnement en changement. Nous utilisons deux méthodes dites de préférences exprimées, la méthode d'évaluation contingente (MEC) et la méthode des choix multi-attributs (MCMA). Si l'objectif premier est de mesurer le consentement à payer des citoyens pour une variation de l'offre de SE, cette partie vise aussi à comparer les résultats obtenus par ces deux méthodes. Au **chapitre 5**, nous déterminons la valeur des externalités environnementales générées par la mise en œuvre de pratiques de gestion bénéfiques en milieu agricole. Pour ce faire, nous mesurons le consentement à payer de la population pour divers scénarios d'évolution du territoire agricole. Au **chapitre 6**, nous mesurons la valeur accordée par la population à une proposition de gestion environnementale des milieux humides au Québec.

Dans la *Discussion générale* présentée au **Chapitre 7**, nous porterons notre attention sur les avancées conceptuelles et la contribution de nos recherches à la fois au niveau régional et au niveau de la littérature scientifique. Dans une approche critique, nous ferons ensuite une mise en perspective du concept de SE. Nous nous pencherons également sur le potentiel et les conditions d'utilisation de nos résultats dans des dispositifs politiques et discuterons de pistes de recherche futures. Pour terminer, dans la **Conclusion** nous proposons un retour synthétique sur nos travaux et soulignons les principales contributions de la thèse.

PREMIÈRE PARTIE : THÉORIE ET CONCEPTS

La reconnaissance et l'appréciation de la contribution des systèmes naturels aux systèmes humains remonte à très longtemps. Méral et al. (2010) retournent jusqu'aux écrits de Platon pour souligner ce rôle (i.e. contrôle de l'érosion par les écosystèmes). On peut aussi penser au courant des physiocrates chez qui la nature est la seule véritable source de création de richesse (Barde, 1992) ou encore à la multifonctionnalité de l'agriculture, déjà présente chez Olivier de Serres dans son « Théâtre d'agriculture » en 1600. Aujourd'hui, la recherche sur les SE constitue un champ d'investigation qui s'amorce dans les années 1950, notamment par l'étude des ressources renouvelables et des problèmes de la pêche en libre accès par Gordon (1954). Dans les années 1960 et 1970, les économistes ont entrepris de mesurer « la valeur des services que les zones naturelles fournissent » (Krutilla et Fisher, 1975) et se sont concentrés sur la production agricole (Beattie et Taylor, 1985), les ressources renouvelables (Krutilla, 1967, Clark, 1990) et non renouvelables (Dasgupta et Heal, 1979) et des aménités environnementales (Freeman, 1993).

Afin de bien saisir ce portrait historique et les caractéristiques de l'évaluation économique des SE, cette première partie vise à décrire et détailler les concepts qui encadrent les deux parties de recherche qui suivent. Pour ce faire, le Chapitre 1 explore la notion de SE. La première partie du chapitre en décrit l'historique et l'émergence, des premières références à la notion de fonctions des écosystèmes au milieu des années 1960 et au début des années 1970 jusqu'à la croissance quasi exponentielle de la littérature actuelle sur le sujet. Malgré l'augmentation des publications sur les SE, la typologie, la classification systématique et le cadre global pour une évaluation intégrée restent non consensuels. La deuxième partie du

Chapitre 1 y fait référence en décrivant les principales tendances, prenant la publication de l'EEM en 2005 comme pivot.

En prenant pour exemple les aménités paysagères, nous démontrons dans le Chapitre 2 comment des biens et services *a priori* non marchands peuvent intégrer une dynamique de marché. Pour ce faire, il sera démontré comment les SE peuvent répondre aux exigences de la théorie économique. La notion de valeur économique totale qui intègre à la fois les valeurs d'usage direct et indirect, les valeurs de non-usage et d'existence, est ensuite décrite. Pour conclure, nous y présentons sommairement les principales méthodes d'analyse primaire qui permettent d'apposer une valeur monétaire aux SE.

Chapitre 1 : Les services écosystémiques

Ce chapitre est tiré d'un rapport publié :

Dupras, J., Revéret, J.P., He, J. (2013). *L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques. Un guide méthodologique pour une augmentation de la capacité à prendre des décisions d'adaptation*. Ouranos, Montréal, Qc.

En analysant la scène scientifique internationale relative à l'environnement, force est de constater que la notion de SE constitue désormais un incontournable dans les diverses stratégies de protection, mise en valeur et restauration du capital naturel (e.g. MEA, 2005, Chevassus-au-Louis et al., 2009, TEEB, 2010). De nombreux cautionnements institutionnels, comme la création récente de la Plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (MAES, 2013), témoignent de la pertinence de l'utilisation des SE comme langage commun dans une perspective mondiale de réduction des incidences néfastes sur l'environnement. Malgré certains questionnements sur son utilisation et universalité, la progression type entre fonction des écosystèmes – service écosystémique – bien-être humain (figure 1.1) a conduit au développement d'une approche normative dans l'élaboration de stratégies de conservation et gestion des actifs naturels (Thompson et Starzomsky, 2006).

De manière générale, les SE réfèrent aux bénéfices que soutirent les sociétés humaines de la nature. Ce concept vise à concevoir les écosystèmes en une série d'attributs, vecteurs de bien-être, qui rendent la vie possible à l'être humain (Boyd et Banzhaf, 2007). Les travaux de King (1966), Helliwell (1969) et Odum (1971) soulignent déjà dans les années 1960 et 1970 la dépendance de l'être humain à la nature par le biais des aménités qu'elle lui fournit ; l'idée n'est donc pas nouvelle, mais elle a subi des reformulations la rendant plus opérationnelle et

qui, surtout, en font un concept passerelle entre les sciences de la nature et les sciences humaines, l'économie en particulier. Les SE rappellent d'ailleurs d'autres conceptions de la relation être humain-nature, citons en premier lieu la multifonctionnalité de l'agriculture³.



Figure 1.1. Composantes et progression type de la démarche d'évaluation économique des services écosystémiques.

³ Le concept de multifonctionnalité de l'agriculture réfère aux multiples fonctions qui sont issues de cette activité. Ces fonctions contribuent au développement et au bien-être socio-économique des collectivités. Sa forme est à géométrie variable et dépend notamment des types d'agriculture, de l'identité des territoires, des enjeux locaux et de la perception des acteurs concernés (Bernard et al., 2006). La multifonctionnalité présente des caractéristiques qui la différencie de la conception traditionnelle de l'agriculture. Voici la définition du mot agriculture dans le dictionnaire Robert (2008, p.52): « Culture du sol; ensemble des travaux transformant le milieu naturel pour la production de végétaux et des animaux utiles à l'homme ». La multifonctionnalité représente la considération d'une agriculture destinée à la production de biens alimentaires, mais également non-alimentaires, comme les fibres ou les biocarburants. Elle se concentre également sur la reconnaissance des capacités des producteurs agricoles à effectuer une transformation de la production primaire (Hervieu, 2002). Au-delà des biens matériels alimentaires ou non, transformés ou non, l'agriculture génère aussi des biens et services immatériels utiles ou nuisibles à l'homme. Les bénéfices peuvent être d'ordre social et culturel, comme l'esthétisme des paysages, une participation à l'éducation populaire ou la définition d'un patrimoine collectif, économique, en offrant des opportunités de tourisme rural ou d'activités récréatives et environnementales, par exemple en offrant des habitats naturels pour la biodiversité et en captant des gaz à effet de serre (MEA, 2005). De façon générale, les bénéfices les plus attachés au concept de multifonctionnalité des espaces ruraux et de l'agriculture sont la sécurité alimentaire, l'augmentation de la qualité de l'environnement et des paysages, la qualité des biens alimentaires, le bien-être animal et le dynamisme et la viabilité des communautés rurales (Véron, 2003).

Le raisonnement généralement accepté veut que ces SE naissent des structures et processus naturels, les structures étant les supports biotiques et abiotiques, alors que les processus relèvent des cycles et interactions entre ces supports (De Groot et al., 2002, MEA, 2005). Ainsi, considérant le capital naturel comme étant la réserve des ressources naturelles, environnementales, l'ensemble des écosystèmes et du territoire, les SE représentent l'ensemble des bénéfices (e.g. sociaux, économiques, sanitaires et spirituels) que tire l'être humain de ce capital, de sa gestion et de sa préservation jusqu'à sa création (Daily, 1997).

La première partie de cette section décrit les SE⁴ et positionne le concept dans son contexte historique, alors que la seconde aborde les enjeux liés à la typologie et la classification des SE.

1.1. Historique du concept

L'apparition d'un concept n'est jamais facile à dater précisément. On associe souvent le fort développement de leur analyse académique à la publication de l'ouvrage de Daily (1997), mais plusieurs mentions du concept de services provenant de la nature sont retrouvées dans une littérature plus ancienne de quelques décennies. Cette section positionne le concept de SE dans un contexte historique en divisant l'approche en trois périodes, comme le proposent

⁴ Les termes biens et services « écologiques » et « environnementaux » sont aussi utilisés. Nous nous référons ici au terme « services écosystémiques », une traduction de l'expression anglaise *Ecosystem services*. Fondamentalement, la différence n'est pas liée au concept, mais à la façon de le décrire. Les biens et services « écosystémiques » et « écologiques » visent les services produits par les écosystèmes qui bénéficient aux êtres humains, tandis que les services « environnementaux » renvoient à une approche en termes d'externalité positive entre acteurs économiques (Méral, 2010).

certain auteurs (Gomez-Baggethun et al., 2009, Daily et al., 2009, De Groot et al., 2010, Méral, 2010).

La première période correspond à la création et au développement du concept de SE. À ce titre, citons les travaux et publications de King (1966), Helliwell (1969), Ehrlich et Ehrlich (1970), Dee et al. (1973), Ehrlich et al. (1977), Westman (1977), Bormann et Likens (1979), Ehrlich et al. (1983) et De Groot (1987) qui font le lien entre fonctions et aménités de la nature et bien-être humain. On considère généralement la publication du rapport *Study of Critical Environmental Problem* publié par un groupe de chercheurs du MIT (1970) comme le début de la période d'émergence du concept de SE qui s'étendra de 1970 à 1997. Même si ce rapport ne traite pas implicitement des SE, il adopte une approche holistique des problèmes environnementaux et fait aussi mention de services issus de la nature, tels le contrôle des espèces envahissantes, la pollinisation, la régulation du climat ou le contrôle de l'érosion (Mooney et Ehrlich, 1997). C'est environ une dizaine d'années après que le terme *Ecosystem services* sera utilisé pour une première fois dans le texte de Ehrlich et Ehrlich (1981).

Cette période de la fin du 20^{ième} siècle sera témoin de grands changements en environnement et en économie. Les écrits d'Odum (1971) et de Meadows (Meadows et al., 1972), tout comme l'ensemble des travaux scientifiques en environnement sur la dynamique des systèmes et la thermodynamique changent la vision qu'on a de la nature, d'un point de vue utilitariste également. C'est donc devant cette nouvelle vision des écosystèmes que se développeront aussi de nouvelles visions de l'économie (Godard, 2004, Ropke, 2004, 2005). Une approche économique associant une forte composante de biologie et intégrant les principes thermodynamiques et de flux énergétiques des écosystèmes mena au développement de l'école de l'économie écologique (Costanza et Daly, 1987, Godard, 2004, Ropke, 2004,

2005). D'autre part, chez les économistes néo-classiques, on intègre la réalité environnementale via l'adoption d'une variable supplémentaire aux modèles de la fonction de production. Il est possible de relier cette démarche à l'école de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles (Godard, 2004).

Les courants qui tranchent avec l'économie néo-classique, notamment l'économie de la biodiversité (Pearce, 1976) et l'économie écologique (Costanza et Daly, 1987, Ropke, 2004) ont des objectifs de recherches qui se portent sur la dynamique de la biodiversité et les écosystèmes et peuvent avoir recours à des outils de marchés pour en faire une évaluation économique. En ce sens, Pearce et Morgan (1994) définissent ainsi la relation entre nature, économie et politique des approches d'économie écologique et d'économie de la biodiversité : *« 1. la biodiversité est menacée ; 2. elle l'est à cause des activités humaines ; 3. lesquelles n'intègrent pas les coûts et les avantages liés à la biodiversité dans les processus de prise de décision (analyse coûts-avantages). 4. Pour sauvegarder la biodiversité, il convient de l'évaluer monétairement de manière à l'intégrer dans la prise de décision. CQFD. »* (tel que cité dans Méral, 2010, p. 10).

La publication phare de Costanza et al. (1997) sur la valeur des écosystèmes globaux ouvre la deuxième période historique des SE, celle de la médiatisation, qui s'étend de 1997 à 2005. En estimant à 33×10^{12} US\$ la valeur de 17 SE à l'échelle du globe, les auteurs marquèrent un important coup médiatique et scientifique. L'année 1997 vit aussi paraître le premier livre portant sur les SE (Daily, 1997), ouvrage recensant les caractéristiques et composantes des services issus des milieux naturels, les dommages qu'ils subissent et les conséquences potentielles sur les sociétés humaines. Ce livre constituera la base pour une série de démarches de transposition de services naturels en valeurs économiques. C'est durant cette

période que les études sur l'évaluation économique des SE prennent leur véritable envol (Adamowicz, 2004, Christie, 2008, De Groot et al., 2012) et qu'on note un développement accru de ce champ épistémique.

La publication en 2005 de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EEM) viendra participer activement à la reconnaissance institutionnelle de la valeur économique non marchande des SE. Ce rapport fait la synthèse de l'état des écosystèmes du globe et fournit des guides d'intervention et pistes de réflexion pour les entreprises et décideurs quant aux actions à entreprendre afin de préserver le capital naturel et les services qu'il fournit aux communautés. Afin de contrer les atteintes anthropiques à la résilience et aux biocapacités des écosystèmes et de leurs services, les auteurs soulignent l'importance d'une reconnaissance économique de la participation des milieux naturels à la satisfaction des besoins humains.

Dans la foulée du rapport, nombreux seront les décideurs qui explorent cette avenue et créant par le fait même une nouvelle et forte demande institutionnelle pour des visions économiques alternatives des systèmes naturels (Paavola et Adger, 2008, McKenzie et al., 2011, Berman et al., 2012). Nous sommes donc entrés depuis 2005 dans une troisième période de la gestion économique contemporaine de l'environnement, celle du politique et de l'institutionnalisation des SE (Gomez-Baggethun et al., 2009, Daily et al., 2009, De Groot et al., 2010, Méral, 2010, Norgaard, 2010). Si la période actuelle se construit autour d'une nouvelle gouvernance environnementale, la recherche sur la valeur économique de la nature prend régulièrement une connotation transdisciplinaire, où le chercheur définit les frontières de l'étude de concert avec le bénéficiaire, ce dernier participant également, de façon variable, à la construction de l'étude. Les enjeux actuels se concentrent beaucoup sur les conditions de production de SE par les écosystèmes et la recherche d'outils d'intégration de ces valeurs pour

la conception de politiques publiques (Heal, 2000, De Groot et al., 2002, MEA, 2005, Chevassus-au-Louis et al., 2009, Fisher et al., 2009, Daily et al., 2010, De Groot et al., 2010, Méral, 2010, Rounsevell et al., 2010, TEEB, 2010, Haines-Young et Potschin, 2011, Berman et al., 2012, De Groot et al, 2012, Laurans et al., 2013).

1.2. Typologie et classification des biens et services écosystémiques

Une classification des SE est nécessaire pour saisir les enjeux qui y sont liés et pour comprendre les comparaisons entre différents écosystèmes et leur état. Une riche littérature scientifique existe sur cette question ; nous prendrons ici la parution en 2005 de l'EEM comme point de référence. La classification classique des SE pré-EEM a quasiment cessé après sa publication et plusieurs des classifications en aval de l'étude peuvent être considérées, d'une façon ou d'une autre, comme des dérivés de celle utilisée dans l'EEM.

1.2.1. Classifications pré-EEM

L'étude sur la valeur des écosystèmes globaux menée par Costanza et al. (1997) est une publication de référence dans le domaine de l'économie écologique. L'article a reçu une large attention non seulement au sein de la communauté scientifique, mais aussi dans le grand public⁵. Outre les retombées positives, cet article a également reçu bon nombre de critiques concernant ses résultats et les méthodes utilisées. Dans certains cas, la valeur estimée pour

⁵ Selon la base de données transdisciplinaire *Scopus* qui référence 21 000 journaux scientifiques, cet article a été cité près de 11 000 fois dans la littérature scientifique.

certaines SE variaient considérablement par rapport à celles mesurées par d'autres équipes de recherche. À titre d'exemple, pour les forêts tropicales, Costanza et al. (1997) rapportent une valeur de 1 660 \$US/ha/an, alors que, Godoy et al. (2000) rapportent à partir d'une étude menée dans deux villages du Honduras que l'avantage reçu de cet écosystème par les villageois était davantage compris dans une fourchette comprise entre 17,79 à 23,72 \$US/ha/an.

Costanza et al. (1997) ont classé les 16 biomes étudiés en 17 catégories de SE. Les principales critiques évoquées face à cette classification portent sur le potentiel de chevauchements entre les services écosystémiques, tels le possible croisement entre les services de loisirs et de culture, des ressources génétiques et des produits alimentaires et des matières premières, de la régulation du climat et des émissions de gaz à effet de serre et de la régulation de l'eau avec l'approvisionnement en eau. De tels chevauchements pourraient être une source de double comptage. Des questions ont également été soulevées sur la distinction entre SE et processus fonctionnel de l'écosystème, notamment au niveau du cycle des nutriments dans les sols (Haines-Young et Potschin, 2011).

De Groot et al. (2002) ont tenté une classification plus complète des SE en proposant une division basée sur quatre catégories de services naturels et semi-naturels que sont les services de régulation, d'habitat, de production et d'information et où s'enchassent 23 SE différents. Certaines interrogations peuvent être soulevées quant à cette classification, par exemple : la régulation et l'approvisionnement en eau ont été inscrits en tant que fonctions différentes, alors que l'on pourrait penser que le deuxième découle en fait de la première. Également, les services d'esthétique et de loisirs répertoriés comme des fonctions différentes pourraient être fusionnées, car un paysage attrayant est un élément important des activités

touristiques. Néanmoins, la classification de De Groot et al. (2002) a été largement disséminée et s'est retrouvée en majorité reprise dans celle de l'EEM (Fisher et Turner, 2008).

1.2.2. Classification de l'EEM

La définition de SE retenue dans l'EEM s'appuie sur deux définitions distinctes, celles de Daily (1997) et Costanza et al. (1997) :

- Les SE sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent rendent possible la vie humaine et son émancipation. Ils maintiennent la biodiversité et la production de biens par les écosystèmes, tels que les fruits de mer, le bois de chauffage, les fibres naturelles et de nombreux produits pharmaceutiques, produits industriels et leurs précurseurs (adapté de Daily, 1997).
- Les biens écosystémiques (comme la nourriture) et les services (tels que le traitement des déchets) représentent les avantages que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes (adapté de Costanza et al., 1997).

Dans l'EEM, la définition de « services » désigne à la fois des avantages tangibles et intangibles, à savoir les biens et services, et celle des « écosystèmes » englobe à la fois les systèmes naturels et semi-naturels. Une typologie en quatre grandes catégories de SE permet de suivre la progression suivante entre le capital naturel et le bien-être humain : les services d'auto-entretien des écosystèmes permettent la production de services de prélèvement, de

régulation et de culture qui affectent les éléments du bien-être humain (sécurité, besoins matériels de base, la santé et les bonnes relations sociales), ce qui rend possible l'émancipation des individus et sociétés (figure 1.2). Le tableau 1.1 liste les 17 services d'utilité évalués dans l'EEM, regroupés en biens et services d'approvisionnement, de régulation et culturels.

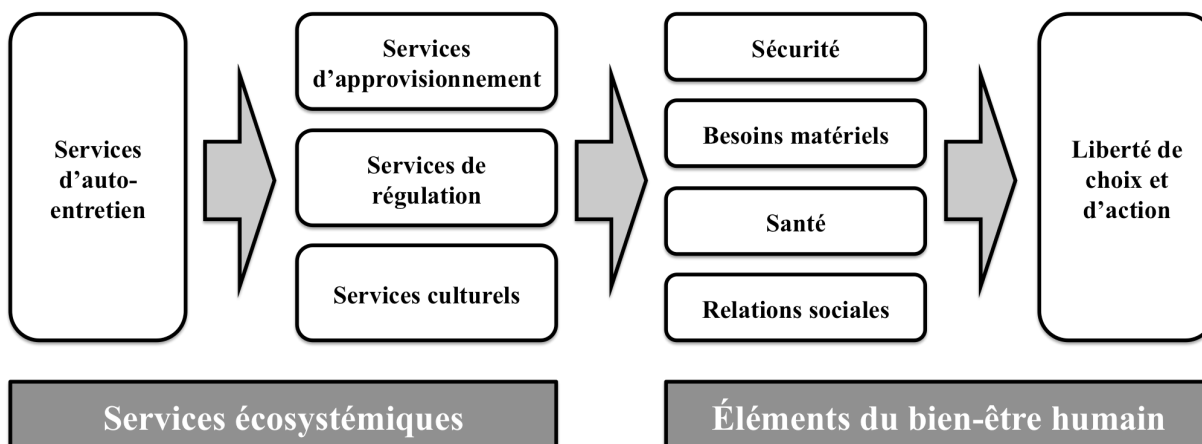


Figure 1.2. L'impact des SE sur le bien-être humain (adapté de MEA, 2005).

Tel qu'illustré à la figure 1.2, les SE d'auto-entretien (*supporting*) sont le support et les mécanismes fonctionnels des écosystèmes : le cycle des nutriments, la formation des sols ou la production primaire de biomasse. Ce support permet à la biodiversité de générer les services qui seront utiles à l'être humain. Comme discuté en amont, la stabilité, la productivité primaire et secondaire des écosystèmes qui catalysent les SE d'auto-entretien dépendent à la fois de la richesse de la biodiversité et de ses qualités fonctionnelles (Tilman, 1996, 1999a, 1999b, Scharwitz et al., 2000, Tilman et al., 2001, Hector, 2002, Mitchell et al., 2013) qui constituent également une assurance du potentiel de réponses du monde vivant aux perturbations environnementales.

Tableau 1.1. Services écosystémiques d'utilité évalués dans l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (adapté de MEA, 2005).

Type de valeur	Types de SE	Biens et services écosystémiques
Valeur d'usage direct	Approvisionnement	Alimentation Ressources ligneuses Ressources génétiques Ressources biochimiques et pharmaceutiques Eau douce
Valeur d'usage indirect	Régulation	Qualité de l'air Régulation du climat Régulation de l'eau Contrôle de l'érosion Traitement et qualité de l'eau Régulation des maladies Contrôle biologique Pollinisation Prévention d'événements extrêmes
Valeur de non-usage	Culturels	Valeurs spirituelles et religieuses Valeurs esthétiques Loisir et tourisme

Les services de prélèvement (*provisioning*) renvoient à une consommation directe de l'être humain de ressources naturelles, comme l'eau, la nourriture, le bois ou les ressources génétiques et biochimiques. Les services de régulation (*regulating*) incluent les processus issus de l'interaction entre le vivant et le non-vivant qui fournissent un milieu de vie propice à l'être humain, comme la régulation d'un climat approprié, du cycle de l'eau, la prévention d'inondations ou de maladies, la pollinisation ou encore le contrôle de l'érosion. Les services culturels (*cultural*) se rapportent aux valeurs immatérielles que s'approprie l'être humain à partir de la nature et de la biodiversité, on peut penser à l'esthétique d'un paysage, l'éducation, la culture ou la spiritualité.

Chaque type de capital naturel génère des SE caractéristiques et spécifiques. Par exemple, au niveau global, toutes les forêts pourront produire du bois et de la fibre, capter et stocker du CO₂, participer à la formation des sols et à la filtration de l'eau, purifier l'air ou

fournir des ressources génétiques. D'un autre côté, dans une forêt locale, on pourra trouver certaines espèces qui possèdent des caractéristiques médicinales particulières, des espèces spécifiques qui sont intégrées à la culture, à l'éducation de populations avoisinantes, où l'on retrouve une représentation sociale de l'espèce (Daily, 1997, De Groot et al., 2002, MEA, 2005).

1.2.3. Classification post-EEM

La littérature post-EEM a crû de façon exponentielle en ce qui concerne de nombreux aspects des SE, de leur classification et évaluation (Van der Ploeg et De Groot, 2010, De Groot et al., 2012). Wallace (2007) a examiné les multiples « problèmes » liés à des classifications précédentes des SE. Il fait valoir que les services catégorisés dans l'EEM comme la pollinisation, la régulation de l'eau, la photosynthèse et la formation des sols ne constituent pas une finalité recherchée par les individus et qu'ils ne sont pas assez concrets pour un usage par les décideurs. Selon lui, les SE seraient plutôt des moyens de réaliser des objectifs tangibles résultant en des éléments comme la nourriture et l'eau potable. Dans cet article, l'auteur propose sa propre typologie des SE en quatre groupes à savoir les ressources, la protection, l'environnement et l'épanouissement socioculturel. Bien que les arguments de Wallace aient été fortement critiqués, notamment au sujet du lien entre fonction, service intermédiaire et finalité (Costanza, 2008), on note une transgression dans cette typologie qui ramène à la transition entre les deuxième et troisième périodes de conceptualisation des SE où l'argumentaire conservationniste fait place à l'instrumentalisation politique.

En réponse à l'exercice de Wallace, Costanza (2008) propose que les SE ne soient pas considérés comme des fins, mais plutôt des objectifs de bien-être durable pour l'être humain. La distinction dans la classification des SE pourrait plutôt se situer entre les services intermédiaires et services finaux au lieu d'une distinction entre fins et moyens. Il fait également valoir que les classifications multiples sont nécessaires pour répondre à des objectifs variés. Pour illustrer sa démarche, il propose deux classifications. La première est composée de cinq catégories de SE fondés sur la proximité spatiale, à savoir les services à une échelle globale (non-proximale), locale et proximale, ceux liés à un flux directionnel (ex. : amont-aval), *in situ* et ceux relatifs à un déplacement des usagers. La seconde est basée sur le croisement des variables d'exclusion et de rivalité (rival exclusif, rival non-exclusif, non-rival exclusif et non-rival non-exclusif). Cet aspect sera développé dans le Chapitre 2.

Fisher et Turner (2008) ont également critiqué la proposition de Wallace. Le cœur de leur argumentation se concentrait sur trois caractéristiques qu'ils attribuent aux SE, à savoir qu'ils ne sont pas des bénéfiques, qu'ils sont de nature écologique et qu'ils ne doivent pas être utilisés directement. Les auteurs concluent sous l'angle utilitariste en soulignant qu'il n'y a que le point de vue du bénéficiaire qui fait qu'il y a service.

L'initiative TEEB propose une typologie de 22 services écosystémiques répartis en quatre catégories, à savoir: approvisionnement, régulation, habitat et culturels et d'agrément. Tout en suivant la classification de l'EEM, elle n'intègre pas les services de soutien, leur argument étant que ces services, tel que le cycle des nutriments, sont un sous-ensemble des processus de l'écosystème (TEEB 2010). L'inclusion des « habitats » en tant que catégorie pourrait faire face à des critiques similaires, en partie parce qu'il est difficile d'opérationnaliser les habitats pour la biodiversité en services dans l'exercice d'évaluation (Baral et al., 2014).

En 2011, Staub et al. font l'inventaire de ce qu'ils appellent les « biens et services écosystémiques finaux » pertinents pour la Suisse. Ils retiennent 23 services classés sous 4 catégories à savoir la santé et le bien-être, la sécurité, la diversité naturelle et les facteurs de production. Un examen plus attentif de leur proposition soulève plusieurs questions. En effet, certains des services pourraient être considérés comme similaires dans la typologie présentée, tout comme certains n'ont pas d'impacts directs sur le bien-être humain. Dans ce dernier cas, ils seraient considérés comme possédant une « valeur d'existence », mais ceci entre en contradiction avec une de leurs hypothèses à savoir qu'elle se base sur les seules perspectives anthropocentriques orientées vers le bien-être humain direct. Qui plus est, l'inclusion du tourisme commercial en tant que facteur de production et des loisirs, des SE directement utilisables, semble induire un double comptage. Il est vrai que pour le propriétaire d'installations touristiques commerciales, un espace vert est un facteur de production, mais pour un utilisateur récréatif, il est directement utilisable. Ainsi, pour faire la comptabilité des services fournis par le même espace vert ouvert au tourisme, les aménités naturelles offertes à la fois aux producteurs d'activités touristiques et aux consommateurs (touristes) seraient calculées.

Haines-Young et Potschin (2011) proposent une des classifications les plus élaborées. Ils reconnaissent que la classification de l'EEM est simple, ce qui conduit à des confusions et des interprétations différentes. Ils critiquent également la classification de TEEB énonçant qu'il s'agit d'une « liste unidimensionnelle de catégories ». La leur, connue sous le nom de CICES (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services), propose un agencement en neuf classes regroupées sous trois thèmes (approvisionnement, régulation et

entretien, culturels). Elle n'inclut pas les «Services de soutien» de l'EEM et les fonctions/services d'« habitats » de TEEB (2010) et de Groot et al. (2002).

En somme, ce regard sur les récents exercices de typologie et classification montre qu'il n'y a pas de consensus et que la classification est toujours source de débat dans la littérature scientifique. Toutefois, comme le soulignent Fisher et al. (2007), bien qu'une définition commune des SE soit utile pour ancrer le concept, il n'est pas souhaitable de ne décrire et utiliser qu'une seule classification. Les liens unissant les systèmes écologiques, sociaux et économiques étant complexes et en constante évolution, des classifications adaptées aux usages et usagers doivent être considérées. Toujours selon Fisher et al. (2007), des classifications et typologies adaptées doivent se centrer sur les caractéristiques écologiques des sites étudiés tout en tenant compte des contextes sociaux et de décision spécifiques.

Cette distinction entre recherche fondamentale sur la production des SE par les écosystèmes et leur utilisation à des fins de décision est importante. En effet, si l'on se fie à Fisher et al. (2007), la proposition de l'EEM de reconnaître les SE comme fonctions et produits d'interactions complexes entre les espèces et leur environnement abiotique fait consensus au niveau de la recherche académique. Le débat sur la classification ne rejoint donc pas la nature du concept, mais son utilisation. Tel que rapporté par Méral (2010), les auteurs posent que les classifications propices à une utilisation pour la prise de décision s'organisent autour de quatre axes :

- La classification « historique » qui est produite à des fins de sensibilisation du public et des décideurs;
- La classification qui sert à une évaluation économique des SE où la distinction proposée par Wallace (2007) entre SE d'utilité directe et indirecte qui satisfont les besoins humains est importante;
- La classification qui sert à l'analyse spatiale, qui constitue la base des paiements pour services écosystémiques et où la distribution des SE est centrale. À cet effet, leur fonction de production locale (*in situ*) et/ou directionnelle, où le lieu de production n'est pas nécessairement lié au bénéficiaire doit être considérée ;
- La classification qui vise à comprendre la répartition des SE entre acteurs, dans une perspective d'écologie politique.

Chapitre 2. L'analyse économique des paysages : réflexions sur les méthodes et les enjeux

Ce chapitre de livre a été publié dans :

Dupras, J., Revéret, J.P. (2014). L'analyse économique des paysages : réflexions sur les méthodes et les enjeux. Dans Domon, G., Ruiz, J. *Agriculture et paysage, des rapports à révéler, à réinventer*. Presses de l'Université de Montréal, 95-118.

2.1. Introduction

Au Québec, les promoteurs immobiliers sont certainement ceux qui ont le plus rapidement compris la valeur économique des paysages. Mais, dans le contexte rural actuel où l'on reconnaît de plus en plus que le paysage constitue une nouvelle ressource pour les communautés rurales, il interpelle aujourd'hui directement les politiques publiques.

Le paysage constitue une composante fondamentale du milieu de vie humain. Il naît de la combinaison de deux éléments : d'un côté les composantes physiques, biotiques et abiotiques et de l'autre, le regard que porte l'individu sur ces éléments. C'est à l'interface de cet espace et du regard humain que se constitue le paysage en tant qu'objet de construction sociale. En satisfaisant des besoins multiples, qu'ils soient esthétiques, culturels ou éducatifs, le paysage s'offre et génère une demande, remplissant alors les conditions premières d'une analyse économique.

Devant ce constat, la conception du paysage en tant que bien économique répond à des besoins institutionnels et permet notamment de l'intégrer dans des démarches relatives à l'action publique, que ce soit au niveau du design de politiques publiques, de l'intégration à

des outils de prise de décision, de programme compensatoire ou, comme dans le cas de la conservation du paysage agricole patrimonial suisse, pour le paiement relatif à des biens et services non marchands. La reconnaissance récente de la contribution des paysages au bien-être des communautés et au développement économique a contribué à mettre en exergue le faible nombre d'études sur la valeur des paysages et le nécessaire développement de cette avenue. Afin d'offrir un tour d'horizon du regard économique sur la notion de paysage, nous nous demanderons comment l'économiste regarde le paysage. Pourquoi lui appose-t-il une valeur ? Comment peut-il l'évaluer ? Quels sont les enjeux de cette démarche ?

Afin de répondre à ces questions, la notion de paysage sera d'abord déconstruite de façon à comprendre comment elle remplit les exigences des modèles de la théorie économique et comment elle peut, par une analyse des préférences des consommateurs sur des marchés existants ou alternatifs, devenir un actif naturel monétisable. Les deuxième et troisième parties se concentreront respectivement sur le concept de valeur économique totale et sur les principales méthodes et techniques contenues dans la boîte à outils de l'économiste pour évaluer la valeur économique du paysage pouvant être dégagée dans des conditions non marchandes. En conclusion, les principaux défis et enjeux liés à l'interprétation économique du paysage et de sa gouvernance seront soulevés.

2.2. L'approche microéconomique du paysage

2.2.1. Le paysage comme bien économique

Avant d'entreprendre une analyse économique du paysage, il convient de se pencher sur les caractéristiques qui le rendent apte à une telle démarche. Une approche microéconomique classique demande l'existence de trois composantes : des biens ou des services, des agents et des marchés économiques. D'emblée, nous avons reconnu qu'au coeur de sa définition, le paysage est soumis à une logique d'offre et de demande. La demande se construit par la satisfaction de divers besoins des usagers et par la définition et redéfinition permanente du milieu de vie. Au niveau de l'offre, les types de paysages ne sont pas uniformes, tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif. La diversité des composantes qu'ils offrent fait en sorte qu'on peut définir une gradation dans leur appréciation engendrant un phénomène de rareté, où à une extrémité du spectre se retrouvent l'unicité et le caractère remarquable de certains lieux et de l'autre, le regard désintéressé, voire ennuyé, qu'un usager peut poser sur un paysage.

La notion de rareté s'applique également aux composantes physiques du territoire : les cours d'eau, collines, champs ou forêts étant en nombre et superficies limités, et leur accès étant aussi dans certains cas restreint. Qui plus est, l'industrialisation et la transformation croissante de certains milieux, particulièrement les espaces urbains et périurbains, en modifient la disponibilité, les coûts et les arbitrages qui leur sont associés.

À la fois produit d'une offre et sujet à une demande, le paysage constitue un bien économique, certes, mais dont les contours typologiques sont variables. Il peut dans certains

cas constituer un bien privé, c'est-à-dire qu'il n'est accessible qu'à un groupe restreint d'utilisateurs qui en profitent pleinement et dans d'autres, un bien public, permettant ainsi à tout individu d'en bénéficier. Dans leur continuum d'accessibilité, Lifran et Oueslati (2007) proposent un chevauchement des principes d'exclusion et de rivalité pour dessiner les géométries variables du bien paysager. Le principe d'exclusion représente l'accès à un lieu, un droit d'entrée, un contrôle de l'accès ou une propriété privée fermée qui peuvent par exemple poser les conditions d'exclusion nécessaires à la privatisation du paysage. En termes de rivalité, on parlera plutôt d'un encombrement dans l'accès au paysage. Un bien paysager non-rival représente un lieu où plusieurs personnes peuvent profiter du paysage sans que leur nombre ne nuise au bien-être des autres usagers.

Du fait de ce regard croisé des deux principes se construit un spectre où à une extrémité le paysage est non exclusif et non rival et représente un bien public pur et à l'autre, où il se définit comme un bien privé pur caractérisé par une exclusivité et une rivalité. Entre les deux opposés se retrouvent des biens communs ou semi-privés à l'accessibilité et l'affluence variables (Lifran et Oueslati, 2007).

Dans les analyses économiques du paysage, on se réfère le plus souvent aux paysages comme à des biens publics locaux (Schlöpfer et Hanley, 2003), c'est-à-dire des paysages appréciés localement, visibles de plusieurs points de vue et où le déplacement pour l'apprécier peut générer une activité économique, c'est-à-dire le tourisme. Cependant, il nous faut considérer que le principe de rivalité peut conduire le bien public à des cas d'encombrement qui diminuent la qualité de l'expérience et créent une imperfection pour l'utilisateur. Il convient donc de parler de biens publics mixtes lorsqu'on se réfère aux paysages.

L'analyse de la valeur économique du bien paysager sera évidemment conditionnelle à

sa typologie. Il n'en demeure pas moins que si la typologie du bien peut être variable, sauf dans de rares exceptions, une vérité demeure: le paysage n'a pas de prix. Qu'il soit privé, public ou mixte, le paysage constitue un bien non marchand. Également, le paysage n'est pas un tout uniforme et reproductible ; il est plutôt constitué d'éléments caractérisant ses attributs. Lorsqu'on fera l'analyse économique du paysage, il conviendra donc de se référer dans la plupart des cas à des biens multi-attributs non marchands possédant des caractéristiques de biens mixtes.

2.2.2. Les consommateurs et producteurs de paysage

Pour les agents économiques, la demande sociale en paysage émane de deux principales catégories d'acteurs : les consommateurs individuels et les institutions. Pour les individus, la relation intime avec le paysage dépasse la simple beauté scénique pour constituer leur habitat, leur milieu de vie. En cherchant des compensations à ce qu'ils considèrent comme des carences à leur cadre de vie, les utilisateurs redéfinissent les fondements de l'organisation et de l'occupation sociale de l'espace, au gré des ressemblances et divergences d'intérêts, et des diversités de paysages. Le dynamisme et l'évolution de la société conduisent aujourd'hui à des exigences de plus en plus fortes en termes de qualité paysagère.

Selon Luginbühl (2001), l'augmentation de la demande sociale ne se fait pas directement en tant qu'unité de consommation (c'est-à-dire la façon de comparer le niveau de vie des ménages en fonction de sa composition et de son revenu), mais davantage par une attitude participative des citoyens et un engouement plus prononcé envers l'inclusion d'une certaine qualité paysagère dans la gestion du territoire. L'augmentation de la demande se

traduit également par une demande de plus en plus précise de l'usager non résident. Les touristes étant en quête de paysages diversifiés, ils peuvent être à la fois motivés par des valeurs environnementales, culturelles, patrimoniales ou encore spirituelles. Outre une qualité esthétique évidente, la demande du résident ou du touriste pour le paysage est de différents ordres. Elle est dépendante, de prime abord, de leurs systèmes de valeurs propres, de la longueur de leur expérience avec le paysage, et dans certains cas d'un désir de trouver un nouvel environnement, de découvrir une nouvelle nature paysagère.

Dans le cas des institutions, qu'elles soient organes de l'état ou organismes de gestion régionale ou locale, un défi de l'aménagement du paysage consiste à marier les différentes demandes individuelles pour en faire un tout socialement acceptable. Bien que la demande sociale en paysage soit croissante (Lughinbühl, 2001), il importe de considérer que nombre d'activités, notamment à vocation économique, modulent le cadre de vie des individus et des ménages sans considération pour leur qualité. Dans ce cas, la demande institutionnelle vise à ce que le paysage remplisse les dents creuses et compense les impacts négatifs qui pourraient résulter des politiques publiques (Lifran et Oueslati, 2007). La demande en paysage issue des institutions n'est pas nécessairement le fruit attendu de règles normatives, politiques ou des incitatifs directement reliés à la dynamique paysagère mais elle peut constituer une attente indirecte en lien avec l'activité ciblée qui, elle, a un impact sur le milieu de vie.

Au niveau de la production de paysages, c'est habituellement un ensemble d'activités économiques, d'acteurs et de situations qui agissent de façon conjointe mais non concertée à la production d'aménités paysagères. Il est plus rare qu'un agent économique puisse produire directement un paysage dans son entièreté. Quand un agent économique le fait, par exemple un agriculteur aménageant et cultivant sa terre, le paysage devient une externalité de l'activité

sous-jacente à l'exercice de son droit de propriété.

Les effets externes sont aussi le fruit de producteurs institutionnels. Les politiques publiques mises en place ont un impact sur le paysage ; la plupart du temps l'hétérogénéité des « phénotypes » paysagers résultant des politiques et pratiques construit un chassé-croisé non harmonisé dans l'espace. En tant que producteur de paysage à plus grande échelle, les politiques publiques qui régissent des activités à impact spatial marqué possèdent un pouvoir de production de paysage fort de par leur impact sur la migration des populations et des activités associées (Lifran et Oueslati, 2007).

2.2.3. Les marchés économiques

Troisième élément constitutif d'une démarche d'analyse microéconomique classique, les marchés économiques sont dans le cas de l'évaluation paysagère plus difficilement conceptualisables. Sauf quelques exceptions, il n'existe pas de marchés ou d'espaces sociaux tangibles où les agents économiques peuvent transiger directement le bien paysager. Conséquemment, il n'existe pas de prix ou toute autre valeur qui permettrait de le quantifier. Cette absence de valeur pose problème puisque sans espace économique transactionnel, le paysage ne peut être efficacement intégré au système économique et aux processus de prise de décision qui en découlent. Sans indicateurs sur les préférences des utilisateurs du paysage, sa gouvernance se complexifie.

Un des enjeux majeurs de l'analyse économique du paysage réside donc dans l'élaboration de méthodes et d'outils qui pourraient saisir des marchés alternatifs en vue de fournir des indicateurs fiables. Ces mesures de valeurs non marchandes deviennent en quelque

sorte une extension de la théorie du consommateur où les justes préférences de l'agent économique sont reflétées tout comme son comportement face à des contraintes budgétaires. La figure 2.1 présente un exemple de cette situation où l'agent A est producteur d'un bien q (ex. : des pommes) et l'agent B le consommateur qui paie un prix p pour ce bien à l'intérieur d'un marché économique (ici une transaction au verger). Le paysage généré par le pomiculteur profite au consommateur, mais qui lui, dans ce cas, n'est pas lié par une contrainte budgétaire pour en profiter ; le paysage du verger constitue donc un effet externe au marché économique. L'économiste doit donc trouver des façons de contourner ce problème pour comprendre à travers les comportements du consommateur quelle valeur il accorde à ce paysage.

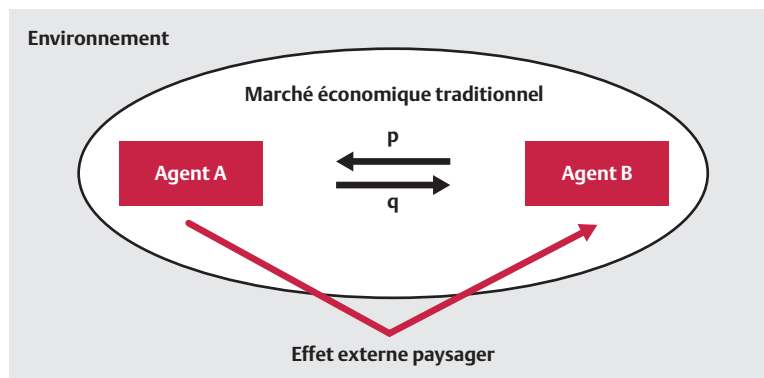


Figure 2.1. L'effet externe paysager dans une relation entre agents économiques.

Les démarches d'évaluation économique des biens non marchands partagent le postulat qu'un actif naturel qui a une valeur nulle dans l'économie standard tend à être dégradé plus rapidement, car l'appropriation et l'utilisation de la ressource sont inadéquates (Chevassus-au-Louis et al., 2009, TEEB, 2010). Est-ce que celui-ci peut s'appliquer au paysage ? Bien que la dégradation d'un paysage soit parfois plus explicite que la perte d'intégrité d'un écosystème

ou d'une ressource qui doit atteindre plusieurs paliers de dégradation avant de rencontrer un point de bascule ou un effondrement, la non-représentativité du paysage sur l'échiquier économique constitue un facteur pouvant altérer sa représentation dans les prises de décision, entre autres, en aménagement du territoire.

En posant que la valeur des actifs naturels n'est pas un concept fixe qui représenterait un montant d'argent précis, on considère qu'elle peut varier en fonction de l'utilisation qui en est faite, de sa représentation collective ou des conditions économiques et sociales qui prévalent. La vision d'ensemble du système économique demande donc, avant de vouloir apposer un prix, de saisir des valeurs intangibles qui représentent des dispositions à payer, individuelles ou sociétales, pour préserver la nature, la léguer aux générations futures ou encore des valeurs générées par la nature, mais qui ne sont pas saisies sur les marchés économiques traditionnels.

2.2.4. La valeur économique totale

Avant d'entrer dans une logique d'apposition de valeur économique ou de prix pour le paysage, il convient de se pencher sur l'ensemble des bénéfices qu'il peut fournir aux individus et sociétés. C'est la notion de valeur économique totale (VET) qui chapeaute l'ensemble des valeurs issues de la nature, qu'elles soient monétisables ou non. Sur la figure 2.2, on remarque que la VET inclut plusieurs types de valeurs.

La valeur d'usage directe représente la valeur traditionnellement véhiculée sur les marchés économiques. On peut penser à la valeur du bois d'œuvre, de biens alimentaires ou de tout autre bien ou service provenant de la nature et pour lequel il est possible de déboursier une somme d'argent pour se l'approprier. Dans le cas du paysage, on pourra penser notamment à

des valeurs récréotouristiques. La valeur d'usage indirecte représente la valeur générée par la nature qui affecte le bien-être humain mais qui n'est pas véhiculée sur les marchés traditionnels. Au niveau paysager, on peut penser par exemple à des services naturels rendus par des fonctions esthétiques, d'habitats pour la faune ou spirituelles qui contribuent positivement à l'utilité de l'utilisateur. Les valeurs d'option représentent quant à elles la valeur d'utilisation future des ressources naturelles. Elles possèdent une valeur transactionnelle qui reflète alors leur potentiel d'usage dans le futur. De l'autre côté, les valeurs de non-usage (valeur de legs et d'existence) sont difficilement quantifiables mais sont bien réelles en participant au bien-être humain. Elles s'inscrivent dans une optique de respect et d'équité transgénérationnelle.

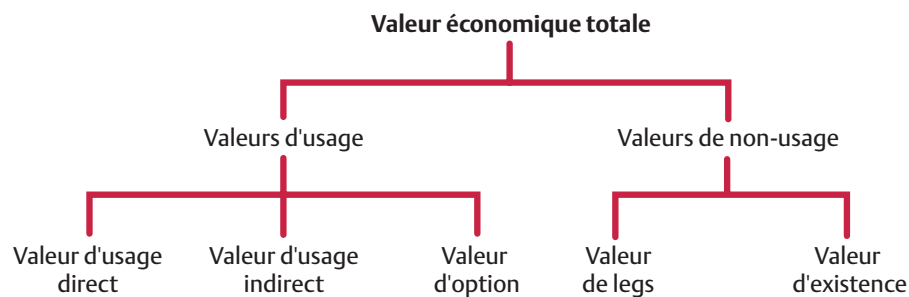


Figure 2.2. Concept de valeur économique totale

La façon la plus probante de tendre vers une représentation de la VET des paysages dans le système économique est de se référer à des méthodes aptes à mesurer une large part des services fournis par ceux-ci. En concevant le paysage comme un ensemble de vecteurs d'utilité, il est possible de les intégrer au schéma de la VET ; certains services étant des

vecteurs générant une valeur d'usage directe, d'autres produisent des valeurs culturelles, esthétiques et ainsi de suite.

2.3. Les outils de valorisation du paysage

L'évaluation de la valeur du paysage comme bien mixte multi-attributs se fait par le concours de méthodes de valorisation qui reposent sur les préférences des individus et qui visent à saisir de façon optimale la valeur totale paysagère. En étant les meilleurs juges de leurs préférences, ils choisissent le « panier de biens » qui maximise leur utilité. La mesure du surplus du consommateur est au cœur des méthodes de valorisation des bénéfices naturels hors marchés.

On peut résumer le surplus du consommateur comme la différence entre le consentement maximal à payer d'un consommateur et le prix réel de ce bien. En payant un prix moindre à ce qu'il aurait été prêt à déboursier réellement pour acquérir un bien, le consommateur bénéficie d'un surplus d'utilité par rapport à sa contrainte budgétaire. Dans le cas de bénéfices liés à des biens et services naturels, leur prix nul sur les marchés économiques entraîne un bénéfice total pour l'utilisateur. En mesurant leur consentement à payer maximal pour certains bénéfices naturels, il est donc possible de connaître leur réelle valeur, à condition de résoudre le problème de la révélation des préférences au cœur de la démarche.

Deux principales catégories de méthodes renvoyant chacune à une manière différente de révéler les préférences se distinguent dans le processus de valorisation des paysages : celle des méthodes indirectes, dites de préférences révélées, et celle des méthodes directes, liées aux

préférences exprimées. Les prochaines sections détaillent leur nature et fournissent une description de leur approche méthodologique.

2.3.1. Les méthodes indirectes

Les méthodes indirectes sont basées sur l'étude des comportements des agents économiques sur des marchés existants et se basent sur le principe de faible complémentarité (Desaigues et Point, 1993). Ce principe élaboré par Malër (1974) pose que s'il existe une complémentarité entre deux biens, l'un pourra induire une valeur à l'autre. Par exemple, si une variation du bien X (bien paysager) induit une variation de valeur au bien Y (bien immobilier), on pourra mesurer un prix pour X en se basant sur Y. Par le biais de dépenses réelles dont une partie représente une contrainte de budget associée aux préférences paysagères, il est possible de révéler les préférences des consommateurs. À ce groupe appartiennent deux méthodes que nous aborderons : la méthode des coûts de déplacement et celle des prix hédonistes.

2.3.1.1. La méthode des coûts de déplacement

La méthode des coûts de déplacement a été développée au milieu du siècle dernier pour évaluer la valeur des services non marchands rendus principalement par des activités récréotouristiques telles que la chasse, la pêche ou la randonnée pédestre. Elle exprime donc la complémentarité entre une activité et un actif naturel. Selon les principes des coûts du transport, les consommateurs manifestent l'intensité de leur intérêt envers le site visité selon les dépenses qu'ils engagent pour s'y rendre.

Le modèle de base de la méthode estime la courbe de fréquentation du site selon la zone d'origine des visiteurs, en faisant le rapport entre le prix (les coûts engendrés par le déplacement des visiteurs) et la demande (le nombre de visites). Au-delà des dépenses de déplacement, le modèle peut être approfondi en intégrant d'autres caractéristiques socioéconomiques qui enrichissent l'information sur le consentement à payer des utilisateurs, tels le revenu et le coût d'opportunité du temps consacré au trajet ainsi que d'autres dépenses complémentaires à cette activité.

L'étape subséquente de l'analyse par coûts de déplacement consiste à évaluer la demande en visites pour des prix variables, faisant référence notamment à des visiteurs d'autres zones. Ceci permet de construire une fonction de demande finale qui estime le nombre total de visites pour un prix d'entrée défini. Ce modèle de coût de déplacement simple peut être complexifié en intégrant des sites substitués situés dans la même zone et dont la disponibilité et les caractéristiques peuvent expliquer une variation des fréquentations ou de la qualité des attributs paysagers.

Afin de démontrer l'interdépendance du tourisme et de l'agriculture au Vermont, Wood et al. (2000) utilisent la méthode des coûts de transport afin de quantifier les bénéfices que procurent la diversité et la qualité des paysages agricoles de cet État. En interviewant 270 touristes, ils parviennent à démontrer, à travers leurs comportements et dépenses, que la complexité globale du paysage, intégrant à la fois bocages, fermes laitières, relief et plusieurs autres paramètres équivaut à 300\$US pour chaque visiteur unique.

Quelques biais relatifs à la saisie de données par questionnaire sont soulevés, mais le plus évoqué est le biais de troncature du fait qu'il est impossible de sonder les individus qui ne visitent pas le site (Desaigues et Point, 1993). Une des principales limites de la méthode des

coûts de déplacement est qu'elle ne peut saisir que les activités récréatives liées aux paysages, elle ne peut donc pas saisir l'ensemble des vecteurs d'utilité, notamment les valeurs de non-usage. Également, en déployant une stratégie pour évaluer la valeur économique en se basant sur la distance parcourue et les frais engendrés par les visiteurs, la valorisation provenant des résidents s'en trouve minimisée.

2.3.1.2. La méthode de prix hédonistes

Cette méthode est l'une des plus utilisées en économie de l'environnement pour valoriser la qualité de l'air ainsi que d'autres services écologiques. La méthode est basée sur le principe d'hétérogénéité des biens, où les caractéristiques constitutives du bien sont différentes et peuvent générer des valeurs distinctes. Appliqué à l'environnement, ce modèle pose que la qualité de l'environnement et des paysages peut affecter le prix d'autres biens ou services en modifiant les préférences des consommateurs. Par exemple, la valeur de deux maisons aux caractéristiques physiques identiques sera différente si l'une se trouve en bordure d'un lac sauvage et l'autre près d'un dépôt. Le consommateur consent donc à déboursier un montant supplémentaire pour un bien présentant une caractéristique satisfaisant un besoin précis. Pour l'analyse de la valeur des paysages, et pour les biens et services écologiques en général, le référentiel du marché immobilier est le plus souvent utilisé.

La méthode des prix hédonistes se divise en deux étapes. La première consiste à évaluer quelle est la portion du prix d'un bien qui est influencée par un attribut naturel. Cette distinction permettra de mesurer le consentement à payer d'un individu ou ménage pour une caractéristique donnée. La seconde étape se résume à estimer le nombre de personnes dont le

niveau de bien-être est affecté par cette caractéristique afin d'en estimer la valeur totale (Desaigues et Point, 1993).

L'identification du consentement à payer marginal d'un ménage pour une caractéristique paysagère ou environnementale se détaille par l'analyse du prix du bien, de l'ensemble de ses caractéristiques, des fonctions d'utilité du ménage et de sa contrainte de budget. Le prix du bien général (disons une maison) sera principalement fonction de ses caractéristiques habitables, de sa localisation et ses qualités environnementales et paysagères. Le prix dépendra à la fois de l'utilité du ménage, qu'il cherche à maximiser, et de sa contrainte de revenu. Le point d'équilibre entre un niveau qualitatif donné et un prix implicite correspondra au consentement marginal à payer d'un ménage pour cette caractéristique.

Utilisant cette méthode, Cavailhès et al. (2008) ont évalué la valeur de certaines aménités paysagères en se basant sur 4050 transactions immobilières dans la région de Dijon. Le recours à des images satellites, à des modèles numériques de terrain et à des méthodes multi-échelles leur permet, dans cette étude, de reconstituer les caractéristiques du champ de vision qui s'offre à un observateur depuis les résidences sélectionnées. Leur analyse permet de différencier l'impact des paysages sur le prix de maisons de la banlieue et de la zone périurbaine. À l'extérieur de la ville, certains facteurs paysagers affectent positivement le prix tels les forêts, les zones agricoles et la complexité du paysage, alors que les routes ou l'exposition au regard d'autrui diminuent la valeur de la résidence. Ces éléments du paysage affectent donc à des degrés variables le prix, mais seulement s'ils sont compris dans un rayon de quelques dizaines de mètres ou, au maximum, de 100 à 200 mètres. Au-delà de cette distance ou s'ils ne sont pas visibles directement, l'effet est sans influence.

Les limites de cette méthode résident à la fois dans le fait que l'analyse du paysage est conditionnelle à l'existence d'un marché propre à révéler une valeur et que les marchés sont imparfaits. En effet, la fonction hédoniste n'est pas linéaire, différentiable et continue. L'utilisation de cette méthode, et des méthodes indirectes en général, permet une étude des fonctions récréatives et scéniques des paysages. L'identification d'une valeur associée, valeur de non-usage ou d'usage indirect, nécessite par contre le recours aux méthodes directes.

2.3.2. Les méthodes directes

Cet ensemble regroupe des méthodes qui sont utilisées soit lorsqu'un marché qui pourrait permettre d'extraire des valeurs pour des aménités environnementales ou paysagères est inexistant ou lorsqu'on désire saisir et mesurer à la fois les bénéfices d'usage et de non-usage. Quand aucun comportement de consommateurs ne peut être analysé, les méthodes directes proposent de créer un marché simulé où se transigeraient des aménités naturelles et où les agents économiques pourraient exprimer leurs préférences. Ces techniques d'enquête consistent en l'échantillonnage d'une population et en la mesure du consentement à payer (ou recevoir) individuel pour une amélioration (ou dégradation) d'un ou de plusieurs biens et services naturels. Il est ensuite possible d'extrapoler les résultats moyens à l'ensemble de la population afin de connaître la valeur totale de l'élément ciblé. La technique la plus célèbre parmi ce groupe est la méthode d'évaluation contingente (MEC), que nous approfondirons tout comme une deuxième technique, plus récente, la méthode des choix multi-attributs (CMA).

2.3.2.1. La méthode d'évaluation contingente

Développée durant les années 1960, ce sont les travaux de Mitchell et Carson (1989) qui contribuèrent à l'institutionnalisation de cette méthode dans la première moitié des années 1990. Elle se base sur la présentation de scénarios futurs à un groupe de répondants qui évalueront monétairement la variation *ex ante* de leur bien-être en rapport à la nature de ces scénarios. Le répondant possède toujours le choix d'opter pour un scénario de *statu quo* qui traduit un état de satisfaction par rapport à la situation existante. Il est donc possible d'obtenir un regard sur les préférences des agents économiques face à l'impact d'une politique qui modifie, positivement ou négativement, des aménités environnementales ou paysagères non marchandes.

L'importance du design du questionnaire est grande dans cette démarche : il constitue l'outil central de l'évaluation (Bateman et al., 2002). Celui-ci peut être administré de différentes façons aux répondants, les plus populaires étant des enquêtes web, des questionnaires papier distribués par la poste ou en personne ou des enquêtes par téléphone. La définition de l'actif naturel à valoriser tout comme sa variation dans le temps, dépendamment des scénarios, est cruciale pour saisir le juste consentement à payer. La révélation du consentement à payer chez le répondant doit par la suite se faire au moyen d'une question et d'un support de paiement (compte de taxes, impôts, don à un organisme, etc.). La question peut quant à elle prendre des formes variées, elle peut être ouverte, fermée ou gradée selon des systèmes d'enchères ascendantes ou descendantes.

Le questionnaire doit également comporter des questions sur les caractéristiques socioéconomiques des répondants. L'âge, le revenu, le sexe ou l'éducation constituent des caractéristiques critiques lorsque vient le temps de tester la validité du modèle et des réponses

obtenues. Ces informations sont aussi nécessaires pour la transposition des résultats de l'échantillonnage à l'ensemble des ménages ou des individus de la zone cible.

Son utilisation pour mesurer la valeur des paysages agricoles ruraux est éprouvée, comme en témoigne une littérature foisonnante. Parmi celle-ci, citons Drake et al. (1992) et Pruckner (1995) qui mesurent par cette méthode la valeur de la conservation des milieux agricoles en Suède et en Autriche, Willis et al. (1995) qui estiment la valeur totale de ces milieux en Grande-Bretagne, Kask et al. (2002) sur la valeur de la préservation de milieux agricoles et de leur amélioration paysagère pour les touristes en Virginie et Schapfler et al. (2004) qui mesurent la valeur de la protection du paysage agricole dans la région de Zurich afin de conserver les ressources récréatives locales et l'héritage culturel.

Les résultats issus de cette méthode permettent de mesurer une valeur totale, intégratrice des valeurs d'usage direct, indirect, d'option et des valeurs de non-usage. Par contre, on y associe généralement de nombreux biais, la plupart relatifs à l'emploi d'un marché fictif dans lequel les comportements des agents diffèrent d'un marché réel. Le biais hypothétique, par exemple, réfère à la présentation de préférence déformée, les répondants diminuant leur consentement à payer ou exagérant leur consentement à recevoir pour des variations qualitatives des actifs naturels (ex.: qualité de l'eau) enquêtés. Le biais d'échantillonnage renvoie à un mauvais choix de population cible ou d'une stratification inopportune causée par les techniques d'échantillonnage. On se retrouve alors avec des questionnaires remplis par des individus qui ne sont pas pleinement concernés par les variations paysagères ou environnementales.

2.3.2.2. *La méthode des choix multi-attributs*

D'abord développée pour étudier les systèmes de transport dans les années 1980, cette méthode fut ensuite utilisée en marketing avant d'être appliquée au tournant des années 1990 à l'environnement. Ce n'est que tout récemment qu'on a noté son utilisation dans l'analyse économique des paysages. Son principe consiste à décomposer un actif en ses principaux attributs.

Voisine de la méthode d'évaluation contingente, par sa technique d'enquête par marché simulé où l'on propose des scénarios d'évolution dans le temps, la méthode des choix multi-attributs (MCMA) permet d'identifier non pas une valeur globale pour une collection d'aménités environnementales ou paysagères d'un bien, mais une mesure marginale de la valeur des changements des différentes caractéristiques le ou les constituant.

En ce sens, en proposant divers scénarios paysagers hypothétiques, Dachary-Bernard (2007) fait varier les niveaux qualitatifs de la lande, du bocage et de l'intégration du bâti afin de connaître les préférences des visiteurs et résidents en regard du paysage rural de la région des monts d'Arrée dans le Finistère français. À titre d'exemple de désagrégation des attributs, les landes sont divisées en trois niveaux où varie le niveau d'arborescence : le premier niveau équivalent à une lande non entretenue qui présente un fort pourcentage de boisés et à l'autre bout du spectre, une lande gérée et maintenue rase et non arborée. Au terme de l'étude, l'auteure trouve une préférence partagée pour les landes arborées et pour un espace agricole fortement bocager s'exprimant à travers des consentements à payer positifs variant de 17,7 à 43,4 €/ménage/an.

Dans les scénarios proposés aux répondants, encore ici opposés à une alternative de *statu quo*, les attributs varient de façon indépendante, permettant lors de l'analyse une

différenciation des préférences de l'agent pour l'un ou l'autre des constituants de l'actif. Afin de construire ces scénarios, les principaux attributs de l'actif (en général entre 4 et 6) doivent être identifiés et des niveaux de variation qualitatifs apposés à ceux-ci (Bateman et al., 2002). Ces attributs et niveaux varieront aléatoirement dans les propositions de scénarios et le répondant sera appelé à choisir celui qui maximiserait son bien-être futur selon la hiérarchie de ses préférences. Les valeurs monétaires proposées dans les résultats représentent le taux marginal de substitution pour obtenir un niveau de qualité supplémentaire pour chaque attribut.

Les biais associés à cette méthode résident dans la relative complexité générée par les propositions aléatoires de niveaux d'attributs dans les scénarios, ainsi qu'à l'obligation de se limiter à un nombre limité d'attributs et de niveaux pour éviter une trop grande complexité et un taux élevé de non-complétion des questionnaires. Dans une option où l'on considère le paysage comme une collection d'éléments se joignant pour former un tout uniforme, en permettant de valoriser plusieurs niveaux de différents attributs, la MCMA constitue une méthode intéressante pour évaluer l'objet paysager et l'arrimer aux politiques de gestion du territoire.

2.4. Conclusion

Nous avons vu au fil de ce chapitre que le paysage et ses aménités représentent des biens économiques dont la valeur est identifiable. Le défi de leur analyse est de saisir adéquatement les espaces sociaux où se déroulent les jeux d'offre et de demande. L'identification de ces espaces qui deviennent, en quelque sorte, des marchés alternatifs ou indirects, permet à des

méthodes de valorisation des biens non marchands de se déployer. Les méthodes les plus citées pour l'évaluation économique du paysage sont celles des prix hédonistes et de l'évaluation contingente. Cependant, dans les dernières années, on a remarqué une augmentation du recours aux techniques directes, notamment la MCMA.

Il est fréquent de rencontrer une attitude critique face à la valorisation de biens naturels non marchands. Des considérations éthiques et méthodologiques soulèvent dans une certaine mesure des remises en question du regard économique sur la nature, et le paysage le cas échéant (Maris et Revéret, 2010). Par exemple, dans des démarches d'évaluation par préférences exprimées, les répondants peuvent éprouver de la difficulté à se prononcer sur l'apposition d'une valeur économique à un actif qu'ils n'ont jamais vu avec un prix (Torre, 2011).

Face à cette position, il importe à la fois de considérer que la valeur trouvée pour l'actif évalué n'est pas une fin en soi, mais qu'il est une étape vers la création d'indicateurs nouveaux à inclure dans des processus décisionnels. Devant la demande grandissante pour les paysages, la responsabilité du pouvoir public est d'augmenter la boîte à outils lui permettant de prendre les décisions les plus éclairées possibles. Ce constat amène à croire que malgré les incertitudes des résultats économiques, le jeu de l'analyse économique des paysages, ou de l'environnement non marchand en général, est bénéfique dans sa capacité à inclure des éléments qui ne seraient pas pris en compte autrement dans des outils de prise de décision (ex. : les analyses coûts-avantages).

À l'heure actuelle, la question de la coordination des politiques publiques est au centre du problème de la gouvernance paysagère et des aménités associées. Dans ce cadre, la création de nouveaux indicateurs économiques et l'utilisation d'outils d'aide à la décision plus

appropriés sont essentielles. En ce sens, la valorisation économique des paysages et des services écologiques qui leur sont associés propose une approche prometteuse.

Note : les références citées dans ce chapitre de livre ont été regroupées dans la bibliographie

DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE SPATIALE

Dans le Chapitre 1 nous avons abordé les SE sous un angle historique et avons discuté de leur classification. Par l'exemple de l'esthétisme des paysages, le Chapitre 2 a montré quelles sont les conditions et caractéristiques pour que des aménités naturelles non marchandes puissent intégrer une démarche d'analyse économique. La première partie se voulait donc une revue de littérature permettant de poser les bases aux recherches conduites dans la thèse. Dans la deuxième partie, nous développerons la première de nos deux approches scientifiques visant à estimer la valeur économique des SE sur le territoire montréalais.

Les développements récents des systèmes d'informations géographiques ont ouvert dans la dernière décennie un tout nouveau champ de recherche relatif à l'évaluation économique des SE. Bien que de telles analyses spatiales aient été produites à partir du milieu des années 1990 (Bateman et al., 1995, Bockstael, 1996, Eade et Moran, 1996), le point marquant l'essor d'une recherche spatialement orientée sur les SE est incontestablement la publication de Costanza et al. (1997). Dans cet article, les auteurs évaluent les SE fournis par les écosystèmes naturels et semi-naturels du globe en se basant sur une relation entre des coefficients économiques et des superficies d'utilisation des sols.

Alors qu'à cette époque la majorité des chercheurs concentraient leur recherche sur la valeur des SE en l'abordant à partir de la théorie économique et la mise en application pratique de ces valeurs, peu d'attention était portée à la nature intrinsèquement spatiale des valeurs environnementales (Eade et Moran, 1996). Ainsi, bien que les économistes aient largement repris la compréhension et la modélisation de la demande, les déterminants de l'offre et la demande de SE varient dans l'espace, ce qui empreint leur évaluation d'une forte connotation

spatiale. Certains auteurs avancent alors que l'adoption souhaitable d'une approche spatiale de l'évaluation économique SE permettrait notamment de préciser les schémas de production des valeurs économiques, de développer des référentiels utiles pour le transfert de bénéfices et de participer à une meilleure intégration de la démarche dans des processus de prise de décisions publiques ou privées (Eade et Moran, 1996; Troy et Wilson, 2006, Maes et al., 2012b).

Ces considérations scientifiques et politiques, de même que l'attention portée au sujet découlant de la publication de Costanza et al. (1997) ont amené l'analyse spatiale à se développer rapidement au cours des quinze dernières années. Schägner et al. (2013) ont recensé 143 études publiées entre 1995 et 2012 qui cartographient la valeur des SE, dont 60% l'ont été depuis 2007.

L'avantage de cette démarche par rapport à l'évaluation traditionnelle des SE spécifique à un site donné réside dans une production cartographique qui révèle de nouvelles informations. Les valeurs peuvent ainsi être produites, représentées et communiquées à des échelles spatiales variables et faciliter les démarches de transfert de bénéfices, objets d'une demande institutionnelle croissante (Rosenberg et Loomis, 2010, De Groot et al., 2012, Maes et al., 2012b, MAES, 2013, Schägner et al., 2013). Dans cette optique, il devient relativement simple d'extraire les valeurs estimées à partir d'une base de données et les appliquer à l'échelle de leur choix pour estimer des SE sur un site donné. Pour les utilisateurs institutionnels, ces cartes explicites présentent des avantages stratégiques, car elles ouvrent notamment la porte à des démarches de comptabilité verte, d'évaluation de politiques d'aménagement du territoire, d'allocation des ressources et de design de nouvelles politiques telles que les paiements pour services écosystémiques (Schägner et al., 2013, Laurans et al., 2013).

D'un point de vue méthodologique, l'analyse spatiale des SE comporte deux dimensions: une évaluation biophysique de l'offre (la production de SE par les écosystèmes) et une évaluation socio-économique de la valeur par unité de flux. Conséquemment, la variation dans la valeur des SE peut provenir de trois sources : de l'estimation des flux biophysiques des services pour des valeurs constantes, de celle variable des valeurs des SE pour des flux de services constants ou d'une combinaison des deux dimensions. Cette combinaison à géométrie variable mène à la recension de diverses méthodologies types de l'analyse spatiale des SE (Eigenbrod et al., 2010). Les études les plus communes se basent sur l'analyse de l'utilisation des sols et de celle des valeurs des SE à partir de données disponibles (secondaires), appelées des *proxies*. Ces analyses se basent sur la classification de l'utilisation des sols (données cartographiques) couplées à des valeurs économiques provenant de la littérature (transfert de bénéfices). Il s'agit dans cette démarche de combiner les deux en utilisant des mesures communes (i.e. hectares pour chaque type de sol et valeur (\$) / hectare pour les SE). Selon Schägner et al. (2013), environ la moitié des analyses spatiales de la valeur des SE se basent sur cette méthodologie.

Un des désavantages de cette estimation large de la valeur des SE est son imprécision, notamment en raison de l'hétérogénéité spatiale et des contextes biophysiques et socio-économiques (Troy et Wilson, 2006, Plummer, 2009, Eigenbrod et al., 2010, Maes et al., 2012b, Schägner et al., 2013). Entre autres, les connaissances sont insuffisantes sur la façon dont les SE et leurs valeurs diffèrent dans l'espace et sur leurs déterminants spatiaux (Bockstael, 1996, Plummer, 2009, De Groot et al., 2010, Mitchell et al., 2013). En ce sens, plusieurs questions relatives à la cartographie des valeurs des SE présentent un intérêt pour cette thèse ainsi que pour des recherches futures.

Dans le cadre de la thèse, nous considérons deux approches relatives à l'analyse spatiale. Dans le **Chapitre 3**, nous utilisons la méthode « standard » qui consiste à combiner l'utilisation des sols et la valeur des SE comme substituts (*proxies*). Cette démarche s'inscrit dans la lignée de l'étude produite par Costanza et al. (1997), dont la méthodologie a été généralisée et est proposée de cette façon par Troy et Wilson (2006) :

- 1) la désignation spatiale de la zone d'étude;
- 2) la création d'une typologie de couverture des sols dont les classes permettent de prédire des différences significatives dans le flux et la valeur des services écosystémiques;
- 3) une analyse de la littérature d'évaluation économique des SE (transfert de bénéfices) pour relier coefficients par unité de surface aux types de couverture disponibles;
- 4) l'analyse cartographique de la couverture des sols et des flux des services écosystémiques associés;
- 5) le calcul de la valeur totale et la ventilation par classe de couverture.

Troy et Wilson (2006) proposent une étape supplémentaire à leur approche qui permet à travers une analyse historique de l'utilisation des sols de donner une dimension temporelle à cette analyse spatiale. Au **Chapitre 4**, nous proposons donc la même méthodologie qu'au Chapitre 3, mais en utilisant conjointement à la méthode de transfert de bénéfices celles de prix de marché et de coûts évités. De plus, en cartographiant le territoire de 1966 à 2010, la démarche utilisée dans ce chapitre permet une analyse historique de l'évolution du territoire montréalais sous l'angle de la valeur des SE. Le détail de l'analyse spatiale et économique du Chapitre 4 est donné en **Annexe 1**.

Chapitre 3 : Economic Value of Greater Montreal's Non-Market Ecosystem Services in a Land Use Management and Planning Perspective

Cet article est sous presse dans:

Dupras, J., Alam, M., Revéret, J.P. Economic Value of Greater Montreal's Non-Market Ecosystem Services in a Land Use Management and Planning Perspective. *The Canadian Geographer/ Le géographe canadien*.

3.1. Abstract

The Greater Montreal (Quebec, Canada) area is currently re-evaluating the future of its land use planning and development sector. One of the approaches being considered is the monetization of non-market goods and services provided by biodiversity and ecosystems in this region. This is in the interest of providing decision makers and stakeholders a tool for quantification and comparison. Herein we analyzed land use cover and applied benefit transfer using 103 monetary observations from 62 studies. The value measured for the 11 non-market ecosystem services monetized for the Greater Montreal area reached 2.2 billion \$/year. More than three-quarters of this total value is provided by the services of air quality regulation, recreation and habitat for biodiversity. Ecosystems providing the highest non-market values are urban forests, woodlands and wetlands. We believe that the results of this ecosystem services value mapping could lead to better resource allocation and enable policy-makers to design more effective land use policies in southern Quebec.

3.2. Introduction

The Greater Montreal is home to more than half of the population of Quebec, and bears its richest ecosystems and best farmland (CMM, 2010). The coexistence of urban development, agricultural activities and natural systems in recent decades become a challenge (Cavayas and Baudouin, 2008). Although protected since 1978, agricultural lands are continually subjected to real estate speculation and natural environmental processes that result in steady declines towards the point of no return in many cases (Cavayas and Baudouin, 2008). Southwestern Quebec contains the highest concentration of threatened and vulnerable species across the province while having the lowest ratio of land with protected status (FDS, 2012).

To address the problems of urban sprawl and provide a balance between city, nature and agriculture, several major cities around the world are taking new approaches to the management of urban areas and protect natural and agricultural ecosystems with varying effectiveness (Bourne, 2007). The new Metropolitan Plan for Planning and Development proposes the development of the Montreal Metropolitan Community (a political grouping of 82 municipalities) over the next 20 years focusing on the development of public transportation, of sustainable living and healthy environments and of green infrastructures (CMM, 2011). This offers an opening for progress on environmental governance in the region. In this context, we suggest the analysis of the non-market economic value of the region's ecosystems services (ES) as a developmental tool for the creation of new policies and tactics for effective land management. This tool could be used as part of a plan to counter the loss of biodiversity, ensure ecological functionality of the territory and maximize ES provisioning.

This study seeks to fulfill this goal by providing additional information on how non-market benefits provided by ecosystems contribute to the communities' well-being and how they are distributed throughout the region.

The framework of this study consists of five core steps that were adapted from the value transfer methodology proposed by Troy and Wilson (2006). These steps, presented in figure 3.1 are organized as follow in the article : The spatial designation of the study area (Step 1) and the classification and mapping of land use cover (Step 2) are detailed in the next section. It first offers a general overview of the GMA and then describes the current status of the regional natural environment by mapping the land use cover. In the following section, Ecosystem Valuation Methodology, (Step 3) is detailed. This section explains the benefit transfer method or how non market ES values can be screened in the literature and transferred to our study site. The Results section presents the results of the ES valuation literature. The biophysical and land use cover indicators are linked to non-market based economic indicators and the value of 11 ES for nine types of different ecosystems is measured (Step 4). Then, with a policy implication in mind, we present and analyze the results for the whole GMA and through relevant management geographies (Step 5). Finally, before concluding, results are discussed.

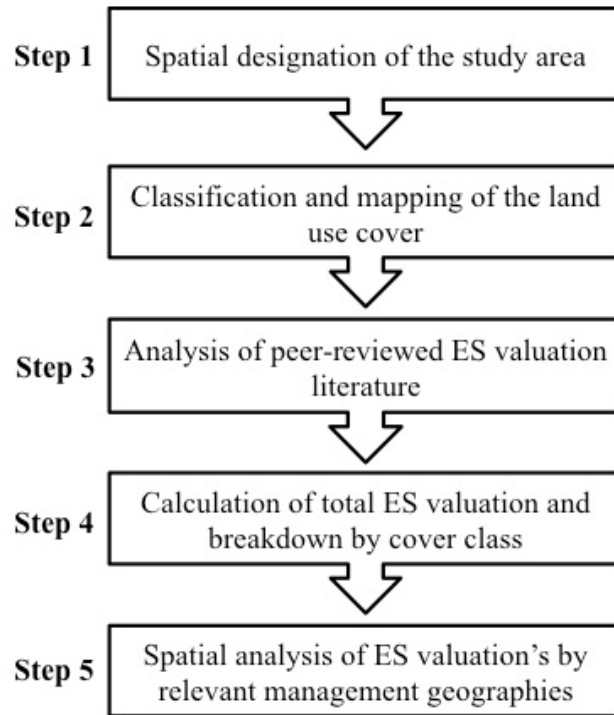


Figure 3.1. Methodological framework for mapping the Greater Montreal ecosystem service values (partially adapted from Troy and Wilson, 2006).

3.3. Target Area

The boundaries of the territory covered by this study are based on the natural region of the Upper St. Lawrence Plain of Quebec’s ecological reference framework (MDDEFP, 2013). It includes two major bioclimatic regions, those of the maple-hickory and maple-basswood (FDS, 2012). The 1.7 million hectares territory under study covers the GMA and adjacent territories, whose boundaries are based on persistent elements of the regional landscape (i.e. geology, surficial deposits, topography, climate, network drainage, vegetation and wildlife). This territory is embedded in Quebec’s ecological reference framework, a common, hierarchical ecosystem framework embedded in Canadian and North American similar

initiatives (Ducruc et al., 1995). Thus, this area does not correspond to an administrative entity but relies on a geographical approach where the territory is delineated according to an ecological logic settled within a larger North American framework to allow coherence in land use planning and resources management mechanisms. The boundary of the area and its positioning within the province of Quebec is shown in Figure 3.2.



Figure 3.2. Location Map of Greater Montreal Area in Quebec.

3.3.1. Biophysical and Socio-economic Characteristics

The location and altitude of the area gives it a mild and humid climate, home to rich and diverse vegetation. The area covers only 1% of the province, but is home to more than half its population encompassing the entire metropolitan area of GMA (over 3.9 million people) (CMM, 2010). The diverse economic activities, varying from one region to another include manufacturing, telecommunications, aerospace, information technology and

pharmaceuticals. The city of Montreal is also a well-known scientific and cultural center. Agriculture and biotechnology are the main economic drivers in the South Shore region, while recreational tourism and forestry are more prevalent in the North Shore region (CMM, 2010).

Provincial biodiversity is highest in southern Quebec where we find the GMA (Tardif et al., 2005). For this reason, anthropogenic pressures pose a serious threat to biodiversity in Quebec for this region. Nearly two-thirds of threatened or vulnerable species are limited to the extreme south of the province (Tardif et al., 2005). Urbanization, intensification of the exploitation of natural resources, agriculture, industrialization, environmental degradation and the introduction of invasive alien species are some root causes for the loss in biodiversity (Bélanger and Grenier, 2002, Jobin et al., 2010).

3.3.2. Land Use Cover

Over the decades, the lowlands of the St. Lawrence River have been cleared to make way for agriculture and logging practices which have nearly eliminated all white pine forests that once characterized eastern Canada (Brisson and Bouchard, 2003). Subsistence farming that prevailed until the late 1930s was abandoned to commercial agriculture, with specialty crops farmed over large areas. Since the 1940s, the expansion of the city by way of urban sprawl has led to the development of the northern and southern suburbs within the GMA (Pan et al., 1999, Jobin et al., 2010).

Cartographic analysis of the territory was used to categorize the different land types in the GMA. Using ArcGIS software, we combined six different geospatial databases. Each of the databases having different levels of precision for each of the land use cover classes.

Combining the databases allows for the best possible definition of land use practices over the GMA. Special care was paid to the harmonizing of databases: several polygons presented different classifications we had to compare with several geospatial databases to avoid any misrepresentation of land use cover. In the end, the six main categories of land use are agricultural land (41.8%), forest areas (21.6%), urban and developed (21.5%), water bodies (8%) and wetlands (1.4%). The spatial resolution (pixel size) available was 30 meters.

Our distinction between urban and rural areas is based on Statistics Canada's classification and is founded on a spatial dimension and refers to demographic characteristics such as population size and density and the proximity to important agglomerations (Statistics Canada, 2011). An urban space refers to population centers and is defined as an area with a population of at least 1 000 (up to those over 1 million) and a density of 400 or more people per square kilometer. All spaces that do not fit this definition are considered as rural. The illustration of the land use cover is shown in Figure 3.3 and summarized in Table 3.1.

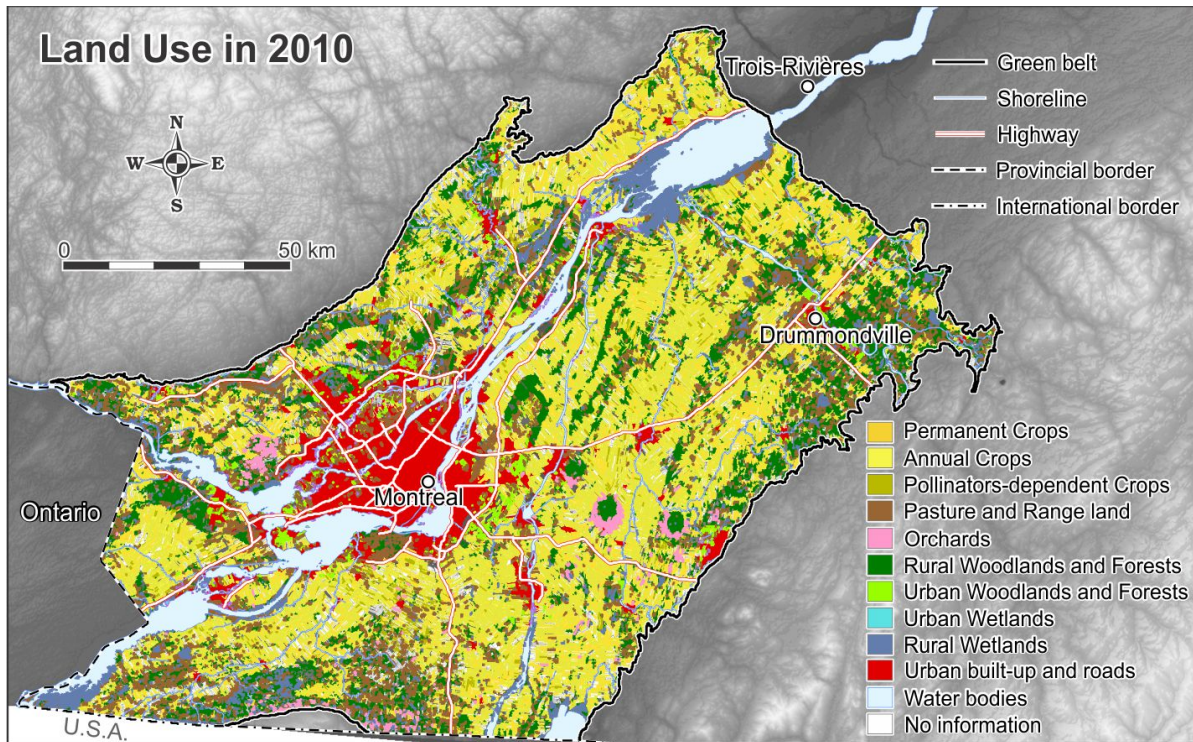


Figure 3.3. Characterization of the Land Use Cover of Greater Montreal

Source: Base de données de cultures généralisées (BDCG) - Financière agricole ; Base de données topographiques du Québec (BDTQ) - MRNF ; Inventaire des terres du Canada - Productivité forestière des terres ; Produits du système d'information écoforestière (SIEF) ; Système d'information hydrogéologique (SIH) ; Cartographie des milieux humides de la Communauté métropolitaine de Montréal Canards Illimités Canada.

Table 3.1. Summary of the Land Use Cover of the Greater Montreal Area.

Land Use Cover	Total area (ha)	Total area (%)
Total	1 726 872	100
Rural Woodlands and Forests	337 215	19.6
Urban Woodlands and Forests	33 477	2.0
Croplands (Annual Crops)	544 024	31.5
Croplands (Permanent Crops)	73 708	4.3
Croplands (Pollinator-dependent)	23 374	1.4
Pasture and Range land	72 637	4.2
Rural Wetlands	23 194	1.3
Urban Wetlands	954	0.1
Orchards	6663	0.4
Water Bodies	132 561	7.7
Urban	371 459	21.5
Other	107 607	6.2

3.4. Ecosystem Valuation Methodology

Many elements of the natural capital do not refer to any existing economic market. Consequently, they are assigned a zero \$ value, which limits their inclusion in the economic system and leads to unsustainable use (Farber et al., 2006). Since in some instances natural resources are scarce and not internalized by economic markets, their importance for natural and human systems, and their undeniable relevance in the creation of wealth and well-being leads to a misuse. This causes distortions in land use planning and development of urban and peri-urban areas where trade-offs between protection, exploitation and processing of natural environments are important (Farber et al., 2006). The economic analysis of ES attempts to

curb this problem by demonstrating the real contribution of natural capital to the well-being of communities.

Further to this, an economic approach can be useful in cost-benefit analysis when comparing alternative options for ecosystem management as well as restoration of degraded ecosystems. For example, a time series analysis of net present values of coffee production in a business as usual scenario (i.e. declining pollination due to continued deforestation) *versus* sustainable ecosystem management (i.e. forest restoration) scenarios can be used in more informed policy decisions (Aplizar and Bovarnick, 2013).

The question, however, is how to internalize the pollination services in the cost-benefit equation? The market cannot recognize the economic consequences of pollination decline if there is no price for it. And since conventional market does not provide any price information of such services, a simulated market can be constructed to find what the shadow price of would be (Richmond et al., 2007).

There are several ways to determine the shadow price for a given ES (mainly regulating and cultural services, market price exists for most provisioning services) and most of them are familiar non-market valuation tools. Some methods are, for example, based on the costs associated with the loss of services provided by ecosystems or by analyzing the preferences and behaviours of individuals/consumers, which are "primary" methods based on on-site analysis (Rosenberger and Loomis, 2001). The alternative approach, known as the benefit transfer method, is a "secondary" analysis that transfers existing results from one site to another (Rosenberger and Loomis, 2001).

3.4.1. The Benefit Transfer Method

This method of non-market environmental benefits transfer gives a monetary value to non-market goods when direct research on the selected site is not possible or feasible (Rosenberger and Loomis, 2001, Pearce et al., 2006). This unfeasibility may be due to constraints in time, resources or other reasons. However, it must be remembered that this is a "second-tier" method from an analysis of the target site. It is better to have an approximate value rather than an implicit zero value associated with ES (Rosenberger and Loomis, 2001, Pearce et al., 2006), but limits are associated to this method and they will be explored in the Discussion Section.

The development of GIS technologies and the public availability of high quality land cover data sets allowed the emergence of ES mapping studies (Troy and Wilson, 2006). Bio-geographic entities can now be more easily linked with the ES they deliver on the ground and result in the facilitation of ES value estimates (Troy and Wilson, 2006, Schägner et al., 2013). Over the past 15 years, it became an important research topic as a total of 72 studies using this approach were documented in the scientific literature (69 of them, from 1995 to 2011, are reviewed in Schägner et al., 2013). Benefit transfer of ES has been applied at different scales, from small areas, a 550ha forest in Scotland (Moons and al., 2008) to the whole biosphere (e.g. Costanza et al., 1997, De Groot et al., 2012). Studies have been conducted on urban areas (e.g. Los Angeles by McPherson et al., 2011), administrative regions (e.g. New Jersey by Liu et al., 2010), countries (Bhutan by Kubiszewski et al., 2012) or natural areas (e.g. the Elbe river by De Kok and Grossmann, 2010).

Several methodological classifications of benefit transfer exist, but generally there is a distinction between the transfer unit or fixed value and the transfer of functions (Rosenberger and Loomis, 2001, Johnston and Rosenberger, 2010). The function corresponds to the relationship between willingness to pay (WTP) and the characteristics of the analyzed site. While the transfer of value uses the result of the relationship between population and environmental change in the site analyzed, the transfer of function applies this function to the target site by adjusting the explanatory or independent variables to their value at the target site (Navrud and Ready, 2007). In general, the function transfer is considered to give more robust results by capturing the heterogeneity across different sites through their ecological, socio-economic or demographic specificity, but the validity of each of the transfer methods depends largely on the context of its use (Johnston and Rosenberger, 2010). Moreover, some studies have found that fixed transfer values perform better than value functions (Brouwer and Bateman, 2005, Brouwer, 2006).

For ES mapping, the approach can be based on biophysical data, modelling, representative data or implicit modelling (Schägner et al., 2013). To perform this study, we chose a fixed value transfer approach in which the values were calibrated with GDP deflators and purchasing power parity (PPP) conversion factors to fit into our study context. Consequently, using the land use cover data that was measured in the first part of the study, the valuation mapping approach combined adjusted values and biophysical variables to map variations of ES supply across space.

3.4.2. Selected Literature

We reviewed the scientific literature on the economic valuation of ES. This review of original articles from peer-reviewed literature led to the acquisition of data that could be transferred to the GMA context. To maximize similarities between sites and minimize bias due to the transfer of values, we used socio-economic and ecological transfer filters.

The socioeconomic filter refers to the living conditions of people in the countries where the studies were conducted and was based on the comparison of demographic indicators such as standard of living and education. As the validity and reliability of the transfer of environmental benefits depends largely on the degree of socio-economic similarity between sites, only studies from countries with high income, according to the Gross National Income per capita classification of countries by the World Bank, were considered (Wilson and Hoehn, 2006). This filter is particularly relevant when comparing willingness to pay for individuals or households with respect to ES since it tends to be highly dependent on socio-economic characteristics (Johnston and Rosenberger, 2010).

For benefit transfer, the characteristics of the biophysical environment must be comparable to allow consistency in ecosystem goods and services production (Wilson and Hoehn, 2006). The ecological filter allows comparability between services and ecosystems: they should present the same level of quality and present similar ecological characteristics. If the requirement for these similarities largely constrains the use of this method and questions its credibility, funnelling the literature through these filters limits the potential of bias. We should also mention that so far no agreement regarding the similarity of criteria has been reached in the literature (Johnston and Rosenberger, 2010).

Consequently, the ecological filter that we used represents the comparability between services and ecosystems in the studies found in the literature and our site based on the similarity of the site type (e.g. urban temperate forest), of its quality (e.g. quality of the forests, its size and facilities) and the existence of available substitutes (e.g. number of surrounding urban forests in the area). Only studies produced on sites with similar characteristics of southern Quebec were selected. In general, the ecosystems of Western Europe and North America had the most commonalities.

In the end, the selected studies shared two main characteristics: they estimate values of ES also provided by southern Quebec natural and semi-natural's environments and they refer to temperate regions, in a large majority from North America and Europe.

The relatively low number of studies selected for this research, 103 observations (number of \$ estimates) from 62 peer-reviewed studies, compared to those available in the Environmental Valuation Reference Inventory database is attributed to the following reasons.

First, we considered the valuation of 11 ES to ensure that the services evaluated were actually produced by ecosystems of the target territory. Depending on the classification of ES sources, the number of services may vary, but are still higher than the number we evaluated (e.g. number of ES varied from 17 to 24 in Daily, 1997, De Groot, 2002, MEA 2005, De Groot et al., 2012). In the studies that mapped ecosystems services, value assessment varies from 1 to 22 services while the average is 7 (Schägner et al., 2013). We chose to focus only on non-market services and in a relatively small study area. These parameters explain the number of services and ecosystems evaluated here as compared to studies on a global scale.

Second, the transfer filters limited the number of primary studies that could apply to our study. Third, the mapping tool and GIS database combination lead to the standardization

of results in order to enable evaluation of the territory by land cover and allow subsequent aggregation. Thus, we translated the results into value per hectare whenever possible. In other words, WTP per person or household could be converted to per hectare per year value when the relevant information on the case study area and the relevant population size was given. However, many studies provided results that were not transferable units of ground cover. The application of standardized results limited the number of studies we could use for value transfer.

Similarly, it is important to be careful when transferring values from one country to another. In addition to using the exchange rate that maintains constant purchasing power to convert the WTP in another currency (Pearce et al., 2006), several other factors must also be considered. For example, the characteristics of the population, cultural differences or common experience, measures of wealth and income as well as the scope of the contract should be considered. Several additional challenges such as heterogeneity of the studies, the possibility of combining studies and differences in selection bias may also be encountered (Johnston and Rosenberger, 2010).

3.4.3. Adjustment and Standardization of Values

In analyzing the literature on the economics of ES, we note that values can be expressed in several units (e.g. \$/household, \$/hectare, \$/year) and also dependent on currency and the year in which the value was given. This variability in monetary units makes it difficult to compare and makes it necessary to standardize the values to allow the expression of average values and perform aggregations. Consequently, to ensure their contextualisation, the

economic values for ES were standardized and expressed in 2013 Canadian dollars per hectare per year. This unit is more easily inferable to cartographic tools and land cover data expressed in hectares. From the raw data, the values were adjusted using the GDP deflators of each country and PPP conversion factors relative to the year 2013. Based on the World Development Indicators (World Bank, 2013), we consequently used the exchange rates, GDP deflators and PPP conversion factors to harmonize the units.

3.5. Results

The results of the literature review show the value per hectare per year for the ES provided by the different types of ecosystems of the GMA. Table 3.2 displays the values provided by the urban and rural forests while Table 3.3 and 3.4 focus on wetland and agricultural ecosystems respectively.

The method of benefit transfer has allowed us to obtain an average value for each of the services provided by the 9 ecosystems studied. By knowing the location and area of each of the land use cover types (Table 3.1) and the dollar values per hectare per year (Table 3.2, 3.3 and 3.4), it became possible to overlay the values and the land use cover types to estimate the total values of the GMA. The tables show that the difference between the values vary greatly, from as low as 4 \$/ha/year for pollination in rural forests and woodlands to as high as 6 773 \$/ha/year for air quality regulation in urban forests and woodlands.

Table 3.2. Non-Market Values Provided by the Forests and Woodlands of the Greater Montreal Area.

Ecosystem services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	St. deviation (\$/ha/y)	Total value (M\$/y)
Urban forests and woodlands	23	33 477	7 950	20 094	11 170		373.9
Global Climate Regulation	4		2	116	48	53	1.6
Air Quality	1		-	-	6 776	nd	226.8
Water provisioning	1		-	-	594	nd	19.9
Waste Treatment	1		-	-	137	nd	4.6
Erosion Control	-		-	-	-	-	-
Pollination	2		4	224	114	156	3.8
Biodiversity Habitat	3		433	6 987	2 623	3 779	87.8
Disturbance Prevention	-		-	-	-	-	-
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-
Aesthetics	-		-	-	-	-	-
Recreation	11		4	5 260	878	1 575	29.4
Rural Forests and Woodlands	39	337 215	1 157	13 513	4 241		1 430.1
Global Climate Regulation	4		2	116	48	53	16.2
Air Quality	1		-	-	414	nd	139.6
Water Provisioning	1		-	-	594	nd	200.3
Waste Treatment	1		-	-	137	nd	46.2
Erosion Control	-		-	-	-	-	-
Pollination	1		-	-	4	nd	1.3
Biodiversity Habitat	8		2	6 987	2 344	3 025	790.4
Disturbance Prevention	-		-	-	-	-	-
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-
Aesthetics	-		-	-	-	-	-
Recreation	23		4	5 261	700	1 170	236.1

Table 3.3. Non-market Values Provided by the Wetlands of the Greater Montreal Area.

Ecosystem services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	St. deviation (\$/ha/y)	Total value (M\$/y)
Urban wetlands	30	954	143	18 691	5 284		5.0
Global Climate Regulation	-		-	-	-	-	-
Air Quality	-		-	-	-	-	-
Water Provisioning	2		8	53	30	32	0.03
Waste Treatment	6		0.3	6 224	1 412	2 377	1.3
Erosion Control	-		-	-	-	-	-
Pollination	-		-	-	-	-	-
Biodiversity Habitat	6		22	4 148	1 556	1 946	1.5
Disturbance Prevention	4		75	5 823	1 781	2 732	1.7
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-
Aesthetics	-		-	-	-	-	-
Recreation	12		38	2 443	505	682	0.5
Rural Wetlands	42	23 194	93	18 691	5 463		126.7
Global Climate Regulation	-		-	-	-	-	-
Air Quality	-		-	-	-	-	-
Water Provisioning	2		8	53	30	32	0.7
Waste Treatment	8		35	6 224	2 252	2 488	52.2
Erosion Control	-		-	-	-	-	-
Pollination	-		-	-	-	-	-
Biodiversity Habitat	8		2	4 148	1 172	1 792	27.2
Disturbance Prevention	5		30	5 823	1 430	2 492	33.2
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-
Aesthetics	-		-	-	-	-	-
Recreation	19		18	2 443	579	658	13.4

Table 3.4. Non-Market Values Provided by Agriculture Lands of the Greater Montreal Area.

Ecosystem services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	St. deviation (\$/ha/y)	Total value (M\$/y)
Croplands (Annual Crops)	8	544 024	187	374	252		137.1
Croplands (Pollination dependent)		23 374	187	374	252		5.9
Global Climate Regulation	-		-	-	-	-	-
Air Quality	-		-	-	-	-	-
Water Provisioning	-		-	-	-	-	-
Waste Treatment	-		-	-	-	-	-
Erosion Control	-		-	-	-	-	-
Pollination	2		18	39	29	15	16.5
Biodiversity Habitat	1		-	-	5	nd	2.8
Disturbance Prevention	-		-	-	-	-	-
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-
Aesthetics	6		21	187	75	68	42.6
Recreation	1		-	-	143	nd	81.1
Croplands (Permanent Crops)	16	73 708	489	841	618		45.6
Pasture and Range Land		72 637	489	841	618		44.9
Orchards		6 663	489	841	618		4.1
Global Climate Regulation	-		-	-	-	-	-
Air Quality	-		-	-	-	-	-
Water Provisioning	-		-	-	-	-	-
Waste Treatment	2		100	135	117	25	17.9
Erosion Control	3		59	189	106	71	16.2
Pollination	2		18	39	29	15	4.4
Biodiversity Habitat	1		-	-	5	nd	0.8
Disturbance Prevention	-		-	-	-	-	-
Nutrient Cycling	1		-	-	143	nd	21.9
Aesthetics	6		21	187	75	68	11.5
Recreation	1		-	-	143	nd	21.9

Table 3.5 presents the value for each of the nine analyzed ecosystems. Those providing the highest nonmarket values per hectare are urban forests and woodlands and rural and urban wetlands (respectively 11 170, 5 463 and 5 284 \$/ha/year), while the highest total value is clearly provided by rural forest and woodlands (1 430.1 M\$/year). The urban forests, annual

crops and rural wetlands all present significant total values (respectively 373.9, 137.1 and 126.7 M\$/year). The total estimated value for the GMA's non market ES is approximately 2.2 billion \$/year. Using minimum and maximum values for each ES, this estimate is in a range between 0.8 and 6.0 billion \$/year.

Table 3.6 shows the aggregated values presented in Table 3.2, 3.3 and 3.4 according to the type of ES. We find that the services with the most important total value are air quality regulation (366.4 M\$/year), recreation and tourism (382.4 M\$/year) and habitat for biodiversity (910.5 M\$/year). With total values over 100 M\$/year, the other services of significant economic value are waste treatment and water provisioning.

Table 3.5. Summary of the Non-Market Values Provided by Ecosystems of the Greater Montreal Area.

Land Use Cover	Total area (ha)	Min. Value (\$)/ha/y	Max. Value (\$)/ha/y	Mean Value (\$)/ha/y	Min. Total Value (M\$)/y	Max. Total Value (M\$)/y	Total value (M\$)/y
Total	1 726 872				839.5	6 021.7	2 173.3
Rural Woodlands and Forests	337 215	1 157	13 513	4 241	390.2	4 556.8	1 430.1
Urban Woodlands and Forests	33 477	7 950	20 094	11 170	266.1	672.7	373.9
Croplands (Annual Crops)	544 024	187	374	252	101.7	203.5	137.1
Croplands (Perm. Crops)	73 708	489	841	618	36.0	62.0	45.6
Croplands (Pol.-dependent)	23 374	187	374	252	4.4	8.7	5.9
Pasture and Range land	72 637	489	841	618	35.5	61.1	44.9
Rural Wetlands	23 194	93	18 691	5 463	2.2	433.5	126.7
Urban Wetlands	954	143	18 691	5 284	0.1	17.8	5.0
Orchards	6 663	489	841	618	3.3	5.6	4.1
Water bodies	132 561	-	-	-	-	-	-
Urban	371 459	-	-	-	-	-	-
No information	107 607	-	-	-	-	-	-

Table 3.6. Summary of the Non-Market Values per Ecosystem Service.

Ecosystem service	Nb. of \$ estimates	Occurrence in ecosystems	Total value (M\$)/y
	103		2 173.3
Global Climate Regulation	4	2	17.8
Air Quality	2	2	366.4
Water Provisioning	4	4	220.9
Waste Treatment	14	7	122.2
Erosion Control	3	3	16.2
Pollination	4	5	26.0
Biodiversity Habitat	17	9	910.5
Disturbance Prevention	5	2	34.9
Nutrient Cycling	1	3	21.9
Aesthetics	6	5	54.1
Recreation	43	9	382.4

3.5.1. Sub-regional Spatial Analysis

The results show that forested ecosystems found in urban areas present higher values than those in rural zones. This can be explained by their ecological functions and human dependence on ES. In this case proximity translates to a higher impact on the quality of life of communities living close to these forested ecosystems. In urban areas where air quality is poor due to human activity, the additional depolluting treatment provided by urban trees holds higher value as compared to the same ES in rural areas where air quality is generally better (Nowak et al., 2006). In that optic, Bateman et al. (2006) showed that empirical assessments often confirm declining marginal values and distance decay in direct use values.

Furthermore, there is a close relationship between the scarcity of natural environments and their values attributed by users and non-users. In urban areas, the competitiveness and trade-offs that characterize land use tend to erode the total amount of natural capital. This scarcity leads to a diminution of available substitute sites and can lead to differences in valuation (Brander et al., 2012). Different criteria can be used to determine relevant

alternatives for a specific natural environment: the existence of similar ecosystems in the study area (or within a certain range); similar ecosystems known or visited by the population; all natural sites in the study area or the total possible recreation areas (including non-natural ones) (Brander et al., 2012). The absence of relevant substitute sites for recreation, biodiversity habitat, or other services reveals the appreciation and valuation of that site by the surrounding communities (Brander et al., 2012). To spatially underline the different values between urban and rural ecosystem, we looked at the results in sub regions embedded in the Montreal ecological area.

Based on the legal frontiers of administrative sub-regions of the Greater Montreal area, Figure 3.4a shows the average value of all natural and agricultural ecosystems studied in each of these areas. The sub-regions with lower values mean that their ecosystems generally have a smaller per hectare non-market value, as found in agricultural ecosystems in general. Therefore, it tells us about the average value of ecosystems in the sub-regions, but does not reflect their abundance. Figure 3.4b shows the total value of ecosystems, the value per hectare of each ecosystem multiplied by the total area. Some sub-regions are included in the Greater Montreal area but only in a small percentage of their total area. In consequence, evaluating the total value would not be relevant, and hence we did not include them in the analysis.

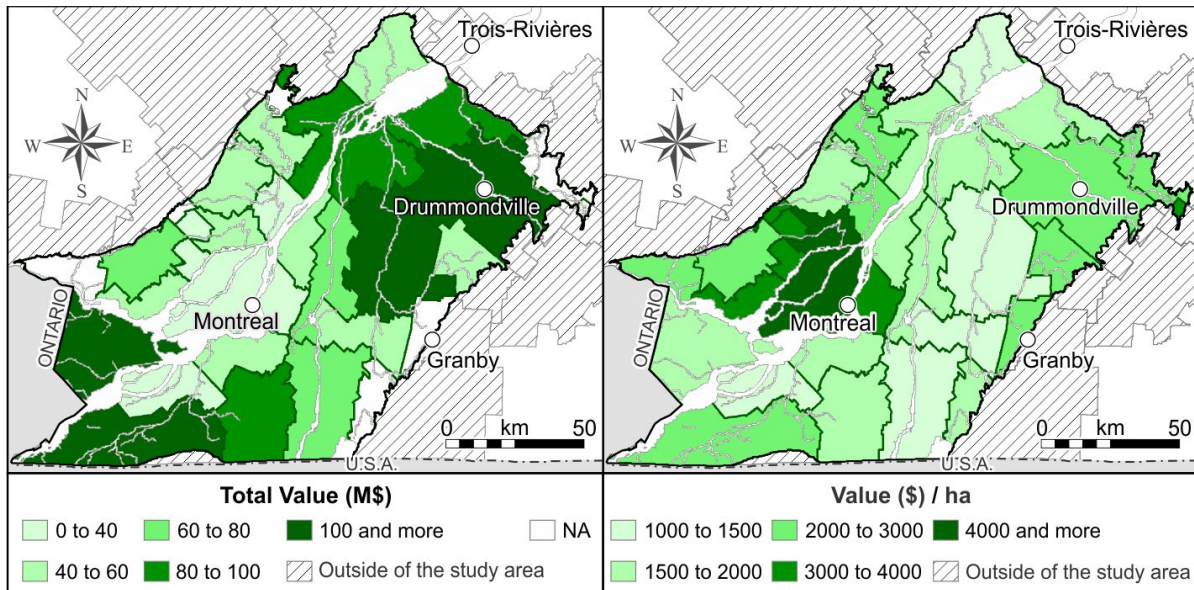


Figure 3.4. Total Non-Market Value and Value per Hectare of the Ecosystems of Sub-Regions of the Greater Montreal Area.

Drawn from these figures is the conclusion that terrestrial ecosystems with a high value per hectare can have a low overall value since their total area is low. Breaking down urban ES values serves to enrich the understanding of their contribution to communities, offering added incentive for policy makers to further protect the natural environment. In contrast, sub-regions where ecosystem values are low, but with high total value generally represent areas with a high concentration of agricultural land. For the decision maker, this information calls for the protection, restoration and enhancement of non-agricultural ecosystems that could increase the global value and diversify supply of ES on their territory and for modifying management practices on agricultural lands. As demonstrated by Raudsepp-Hearne et al. (2010), Holland et al. (2011), and Pan et al. (2013), interventions in natural or human-driven ecosystems such as, land consolidation, afforestation, fertilisation and conservation tillage lead to a higher supply of multiple ES.

3.6. Discussion

3.6.1. Policy Implication

In the context of public decision making with respect to land use, the economic valuation of ES should be considered a tool that garners increased respect for ES and biodiversity. In accomplishing this, a range of economic indicators that are quantifiable and comparable are developed. The principal policy applications of ES valuation mapping studies are, in order of their occurrence in literature, (1) land use policy evaluation, (2) resource allocation, (3) green accounting and (4) payments for ES (Schägner et al., 2013).

In the Montreal region, a bundle of existing tools, laws and regulations support land use planning and management, but the valuation and measure of ES is only used by the Canadian Minister of Agriculture for the development of fiscal incentives to encourage the implementation of agro-environmental practices as shown by Tamini et al. (2011). This need for new environmental policies is also stressed by the low percentage of protected areas in the region (MDDEP, 2010). Table 3.1 presents an area of 370 692 ha of forests, for 19.6% of the total land use coverage of the region and 24 148 ha of wetlands accounting for 1.4%. The majority of these ecosystems are subjected to urban development pressures since they are not protected: the region of Montreal is one of the areas with the lowest percentage of protected areas in Quebec (under 5%) (MDDEP, 2010). Low levels of protected areas, due to private land tenure in the area, increases the need to develop policies that increase the protection of natural heritage. In urban or peri-urban areas where the economic value associated with ES is the highest, policies encouraging private owners to participate in voluntary conservation or

donation through fiscal incentives, payment for ES (e.g. for farmers and foresters) could be particularly effective.

3.6.2. Assessing the Limits of the Benefit Transfer Approach

The main advantage of the benefit transfer approach is that it reduces the time and cost required to conduct a valuation study. Within a planning context, this may allow a decision maker to evaluate and implement a policy more quickly while requiring less human and financial resources than for a primary study. In this way, a preliminary study can be carried out to better identify where research efforts (through primary study) should be invested. In this study it made sense to do the transfer given the size of the study area, the large number of valued services and socio-economic contexts. Therefore, the results herein can provide a first estimate of the value of GMA ecosystems while highlighting specific areas for primary study with the goal of policy development.

In addition to the limitations mentioned above, two types of errors can introduce further bias in benefit transfer: those affecting primary or measurement error, and the generalization errors (Johnston and Rosenberg, 2010). The quality of the transfer largely depends on the quality of primary research. In data-poor regions, studies are often conducted with limited resources resulting in low confidence in conclusions. Measurement errors can also occur due to random error or because of judgment and technical assumptions made by researchers (Rosenberg and Stanley, 2006). Such results in the primary study are often reported with cautions and limitations, which are often ignored when transferring the results to other studies. In this way, errors of primary research can be transmitted through the transfer

and can even be amplified by the transfer method. The error due to the transfer may be due to the mismatch between assets and sites assessed, and is called a generalization error (Johnston and Rosenberg, 2010). The magnitude of error is inversely related to the correspondence (e.g. affected markets, ecological and spatial characteristics, time) between the study and target sites. By focusing our transfer on land use cover, ES and socio-economic factors, we did not take into account factors such as the methodology, and marginal changes of the primary studies that are significant in explaining the variance of the results (Liu et al., 2010). Moreover, we used only a limited number of original studies, which limited our capacity to explain the variance in results. The use of meta-analysis, where more variables are taken into account in the transfer, would theoretically have given more robust results. Moreover, as discussed earlier, there is also a potential bias due to the “distance-decay” issue in differential ES value (Bateman et al., 2006).

In short, analysts should look at the tradeoffs between the costs of achieving a primary study and the potential losses from a poor decision derived from transferred values (Navrud and Ready, 2007). The magnitude of the transfer error that policymakers and analysts are willing to accept should be determined beforehand (Pearce et al., 2006). A good application of transfer methods requires advanced analytical skills, which suggests that practitioners should explicitly observe the limitations raised by the proposed transfer (Pearce et al., 2006).

3.6.3. Future Prospects of Montreal’s ES Valuation

Functional natural processes have several dynamic dimensions that reflect the complexity of ecosystems. However, in spatial analysis and mapping methods, the perspective

is static and does not capture the interrelationships that characterize ecosystems. Their dynamics and phenomena like those related to tipping points for example, cannot be measured in primary studies. As highlighted in Liu et al. (2010), spatial analysis of a large territory leads to an assumption of homogeneity of services provided by different types of ecosystems. If each ecosystem has a functional uniqueness, it becomes clear that spatial analysis inferring a general value for each ecosystem is reductive. If we do not fully understand how changes in landscape connectivity can affect the provision ES, both theory and field studies suggest that connectivity is an important factor for both qualitative and quantitative services production (Mitchell et al., 2013).

Considering all the limitations and uncertainties in the methodology, it becomes difficult to determine whether our results reflect the “true” economic value of non-market services provided by ecosystems of the GMA. However, some parameters allow us to say that they constitute a bottom line, which might tend towards higher amounts. Indeed, because of limitations associated with the spatial data layers, we were not able to identify all the natural areas of the territory. For example, we note in Figure 3.3 that the heart of the study area (i.e. Metropolitan Montreal) is exclusively classified as an urban area. While Montreal and its surroundings are largely built-up areas, there are also many green spaces, lakes and rivers as important sources of ES delivered to urban people. These unmapped blue and green spaces are not included in the study, but contribute to the provision of important ES, including undergoing local micro climate regulation notably by reducing the effect of urban heat islands, the provision of habitat for biodiversity, the control of water runoff or the diversification of recreational outdoor activities offered. In addition, these unmapped spaces are located in urban areas, which probably confer a high value despite their small area. Moreover, considering that

we evaluated a sub-set of 11 ES from a larger set of potential services, we think that higher economic values could be found through a more exhaustive analysis.

3.7. Conclusion

The GMA area covers over 1.7 million hectares, its rich natural diversity distributed over a dynamic set of forests, wetlands, agricultural lands and riparian areas that provide a set of natural benefits firstly to communities and secondly on a global scale. ES have a significant economic value for the entire population, businesses and institutions, even if it has not been taken into account to date by traditional economic markets. This study estimates that these services are worth 2.2 billion dollars per year.

At the political level, a poor recognition of natural capital and ES has led to decisions that contribute to the degradation of the environment and threaten the future capacity of ecosystems to offer the same level of welfare (MEA, 2005). Recognizing the value of ES provides new information for decision-making that can have a positive impact both on achieving economic goals and social objectives. This approach consequently contributes to the development of new economic indicators in the region of Montreal. The characterization of its biophysical land use cover and the evaluation of the ecosystems non-market values are interesting foundations on which to build further land use and management policies for the sustainable development of the Montreal area and surroundings.

Note : les références citées dans cet article ont été regroupées dans la bibliographie

Chapitre 4 : Urban Sprawling and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada)

Cet article est sous presse dans:

Dupras, J., Alam, M. Urban Sprawling and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy & Planning*.

4.1. Abstract

Urban sprawl is central to the issues surrounding sustainable urban development. It generally leads to multiple impacts on land-use change, including loss of sensitive natural areas, farmland and fragmentation of ecosystems, which negatively impact the production of a wide range of ecosystem services (ES). In this study, we evaluate the value of ES provided by forests, croplands, grasslands and wetlands. Four spatial analyses of the Montreal Metropolitan Region (Quebec, Canada) are used over a period of 45 years at 15 year intervals (1966, 1981, 1994 and 2010). We demonstrate that despite a variety of management strategies, urban sprawl continues to have negative impacts on ES economic value over time.

4.2. Introduction

The issue of urban sprawl is central to the challenges surrounding sustainable urban development. Although a universal definition for urban sprawl does not exist, most include factors related to: increased competition for land use, automobile transportation, growth at the periphery of city limits and the difficulty for policy-makers to establish common guidelines (Johnson, 2001). Since the Second World War, urban sprawl in North America can generally be defined as a process of suburbanization running with a continuous, but variable intensity and characterized by a high dependence on automobile use and low density space occupation (Rothblatt, 1994). This leads to a strong demand on land use (Johnson, 2001) and eventual land use conversion. Ecosystem services (ES), like food and fibre production, pollination, air purification and outdoor recreation (Kremen, 2005, Metzger et al., 2006) are affected by these land use pressures. The quality and quantity of these ES depends on the quality and availability of ecosystems and are sensitive to land use changes (Foley et al., 2005, Mitchell et al., 2013). Residents of cities and suburbs consume ES originating from different scales and proximities and their well-being is largely determined by the capacity of ecosystems in urban and peri-urban areas to generate these services (Folke et al., 1997, MEA, 2005, Gómez-Baggethun et al., 2013). In a recent review on urban ES, Gómez-Baggethun et al. (2013) suggests that the use of this concept can play a critical role in understanding the links between the natural environment, and community well-being as well as resilience.

Studies have shown that changes in land use in urban areas often adversely affect the provisioning and regulation of supportive and cultural ES (MEA, 2005, Foley et al., 2005, Schroter et al., 2005, Metzger et al., 2006) however, the links between urbanization,

biodiversity, ecosystems and human well-being are still poorly understood and remain a challenge for planners and policy-makers (McDonald and Marcotullio, 2011, Crossman et al., 2013, Gómez-Baggethun et al., 2013).

One of the main problems that city planners are facing is that many of these ES do not refer to any existing economic market. Consequently, they are assigned a value of zero that leads to a lack of incentive for their preservation and contributes to the degradation of natural heritage (TEEB, 2010, Bateman et al., 2013). These economic distortions in land use planning are particularly exacerbated in urban and peri-urban areas where trade-offs between land uses are apparent (Farber et al., 2006). One way to curb this problem is to demonstrate the real economic contribution of natural capital to the well-being of communities and to consider the cost of erosion of these amenities (Troy and Wilson, 2006, TEEB, 2010).

The economic valuation and mapping of these non-market natural assets, collectively known as Ecosystem Services Value (ESV), provides an useful way to demonstrate how land-use and land-management decisions impact the quality of life and the economy of communities (Troy and Wilson, 2006, Schägner et al., 2013). The analysis of land conversion for ESV allows evaluators to specify the patterns of production of economic values, develop useful standards for benefit transfer and to assess the sustainability of the natural environment. Mapping and modelling ESV can also contribute to better integration into decisions making processes (Bockstael, 1996, Eade and Moran, 1996, Troy and Wilson, 2006, Maes et al., 2012, Schägner et al., 2013). For institutional users, these analytical maps are advantageous because they open the door to green accounting, assessment of land use policies, resource allocation and aid in the design of new policies including payment for ES (Laurans et al., 2013).

These scientific and political considerations led the spatial analysis of ESV to develop rapidly over the past 15 years (Schägner et al., 2013). Although analytical progress continues, the limitations in methods of biophysical quantification and economic valuation remain a challenge when identifying the impact of urban development patterns and loss of natural capital on the ESV (De Groot et al., 2010, Gómez-Baggethun et al., 2013). More research is needed in order to provide useful information on the relation between historical urban development and ESV.

To understand the effects of urban sprawl on ESV, we apply the value of non-market ES to four mapping analyses of the Montreal Metropolitan Region (MMR) over five decades. This enables us to show the economic effects of urban sprawl on a variety of ES of a typical metropolitan city in North America. Considering that past and present public development policies did not take into account the impact on ES of land use conversion, this timeframe allows us to evaluate if different urban development strategies had an impact on the total ESV. Overall, this research has three objectives: (1) we characterize land-use changes and its dynamics in the Montreal area in the last half century, (2) the ESV related to the land use changes is determined by using a spatial analysis in a benefit transfer approach, (3) the relation between land use changes and ESV in the light of socioeconomic drivers and land use planning and management policies is explained.

4.3. Material and methods

4.3.1. Study Site

The MMR is located in the southwest part of the province of Quebec (Figure 4.1). The City of Montreal is located on the island of Montreal, which is composed of the City of Montreal and 16 other municipalities. Today, the MMR is defined as a cluster of 82 municipalities on the islands of Montreal and Laval, and on the North and South Shores. In 2009, the MMR ranked 16th among the most populous metropolitan areas in North America with 3.9 million inhabitants (CMM, 2010). Montreal's population is comparable to San Diego, Minneapolis, Seattle, San Francisco, Phoenix and Boston also located in North America (CMM, 2010). Table 1 shows the evolution of the region's population between the years 1966 and 2011. It presents a population increase from 2.6 to 3.8 million residents for the metropolitan area, while simultaneously showing a net decrease in the proportion of total metropolitan population living on the island of Montreal. This decrease in population of the city and the Island of Montreal in 1981 and 1996 was caused by a migration of urban residents to the suburbs (Sénécal et al., 2001).

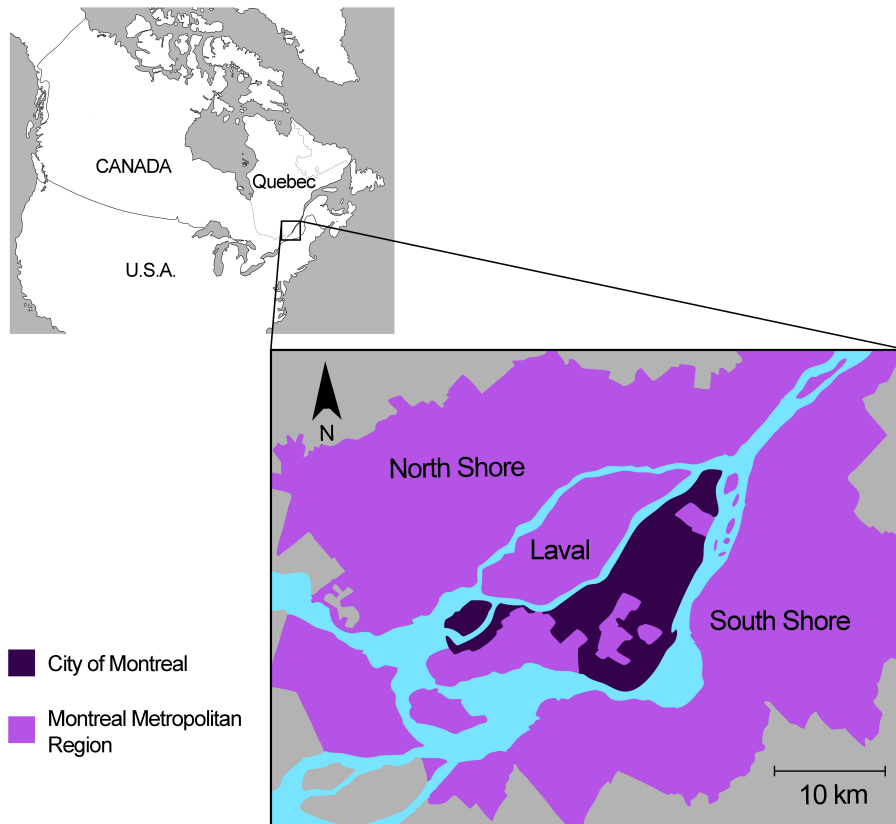


Figure 4.1. Localisation of the MMR.

Table 4.1. Evolution of Montreal's population from 1966 to 2011.

Year	City of Montreal	Island of Montreal	MMR	Part of the population living in Montreal island (%)
1966	1 293 992	1 923 171	2 570 985	74.8
1981	1 018 609	1 760 120	2 862 286	61.5
1996	1 016 376	1 775 788	3 326 447	53.4
2011	1 649 519	1 886 481	3 824 221	49.3

Source: Ville de Montréal, 2013

Historically, the region was mainly composed of forests interspersed with lakes, rivers and a rich network of wetlands (Brisson and Bouchard, 2003). The development of human activity during the eighteenth and nineteenth centuries was primarily centred on agriculture and

forestry and made the region one of the most cultivated areas in North America (Brisson and Bouchard, 2003). Until the late 1940s, the City of Montreal represented the most important industrial pole of the region with a densely populated centre, while outside the city, the island and shores were mostly made up of farms, forests and open spaces. The first effects of suburbanization are observed later when residential densities increased in the peri-urban fringe during a rapid urban and suburban population burst. Migration to the suburbs starting in the 1950s was caused by a population explosion and an increased need for single-family homes. This change doubled the need for roads and parking. Between 1971 and 2006, the residential density decreased by 32.8%, representing the highest loss in urban density for all metropolitan areas in Canada (Filion et al., 2010). According to Sénécal et al. (2001), urban sprawl effects and management of the MMR have three overlapping phases in this study's spatial analysis.

From the 1950s to late 1970's, Montreal was subject to *functionalist* planning where a star-shaped development was favoured. The principle was that a strong centre structure would support satellite centers. This led to the establishment of an important highway network during the 1960s which greatly stimulated sprawl of urban functions to the extremities of the island and in the North and South Shores (Marois et al., 1991, Sénécal et al., 2001). Suburbs of low population density were established by converting forests and croplands into urban areas. Efforts to identify the management of peri-urban areas and proposals for conservation of large natural and agricultural areas were not found (Marois et al, 1991, Sénécal et al., 2001).

The second phase of urban sprawl, the opposition planning phase (1978-1993), where urban management opposes peoples migration to the suburbs, was instituted in order to mitigate sprawling and to protect agricultural areas (Sénécal et al., 2001). One of the major

issues with suburban sprawl in MMR during the 1960s and 1970s is that it occurred on high-quality soils that were permanently lost to agriculture (Marois et al., 1991, Jobin et al. 2010). This issue was understood by local decision-makers during the 1970s and led the Quebec government in 1978 to establish a plan for the protection of agricultural land through land zoning. This planning was beneficial to agriculture; rapidly, the conversion of abandoned grassland to agricultural land occurred improving agricultural investment (Marois et al., 1991).

The acceptance planning (1994 – 2000s), differs very little from the previous period since the same observations are stated and the same remedies available (Sénécal et al., 2001). The difference lies in the participation of civil society in the planning and the decentralization of management. However, in the 1990s and 2000s, important urban pressure remained on agricultural land caused by a demand for urban development, municipal tax increases and the need for low cost housing (Dumoulin and Marois, 2003). The economical and demographical challenges that farmers faced combined with increasing demand for urban development led to a new phase of agriculture abandonment and speculation (Dumoulin and Marois, 2003).

4.3.2. Land Use Changes

The available databases for the selected time points allowed us to analyse the majority of what is actually considered as the MMR (3850 out of 4260 km²). The maps we used, whether for analysis or validation, were based on different systems of land use taxonomy that were not compatible. This required reclassification to take into account certain specifications. To minimize bias of harmonization, we distinguished the land cover in the following broad categories: urban, croplands, forests, wetlands, grasslands, water and unproductive lands. The

last category includes land used for rock, sand and mineral extraction, denuded surfaces and other types of areas. The details of this reclassification process were validated by three external Geographic Information Systems experts.

In order to minimize bias from the use of different classification systems, we compared coherence between each time point and each land cover. This resulted in the correction of several land classifications. After reclassification, correction and cleaning of the databases, the land use maps were edited, calibrated and coded in ArcGIS software in order to perform a spatial analysis. Finally, by summarizing the cover of each land use type for the four time points, we measured how each one changed over each of the 15-year time periods.

4.3.3. Ecosystem Services Valuation

To measure the economic consequences of land use changes, we estimated an average value for each type of land use cover classes based on the analysis of selected ES. To identify the ES applicable to the type of land use cover found in the MMR, we conducted a literature review of studies linking land use and ESV. We first selected ES according to the work of Haines-Young and Potschin (2008), who identified a list of 11 ES related to urban areas that are in high need of conservation, restoration or improvement.

Since the MMR also includes a peri-urban zone with an important agricultural vocation as well as natural forests and wetlands, we added to this list, food production, pest management, erosion control, and disturbance protection. None of the studies placed value on noise buffering or spiritual ties for the Montreal area so these were not considered. Furthermore, since there is no timber harvest in the region, we did not include services

provided by forests. Consequently, our analysis is based on a total of 13 ES. To identify the value of different services, we used both market based (i.e. direct market prices and avoided costs) and benefit transfer methods.

The market price method is a relatively simple method used to estimate the economic value of ecosystem products or services that are exchanged in markets. For ES available in existing markets, it is possible to determine the consumer's willingness to pay for them at prices determined by the market. This method was used to identify values for food production, carbon sequestration, pollination and recreation.

The cost-based methods are based on the cost of damage due to lost services, the cost of replacing ES the cost or shortfall of ecosystems productivity loss or the cost of providing substitute services. They estimate the value of ES through payment for alternatives. This is based on the principal that economic agents incur costs to avoid damages caused by lost ES, thereby having to replace them. We used one of the cost-based methods, the avoided costs method, to estimate the value of water provisioning provided by forests.

The benefit transfer approach is a secondary method that uses values produced on previously studied sites to analyse a target site (Johnston and Rosenberger, 2010). We used it when the data to assess ESV from market prices or avoided costs were not available. Troy and Wilson (2006) identified three critical factors that must be taken into account when transferring results from a study site to a policy site: the biogeophysical similarity of both sites, the human population characteristics of source data and the differences in preferences weighed by income for the compared the populations. In order to address these issues, we selected studies performed in sites that are similar to the environmental characteristics of our study site.

The ecological filter that we used represents the comparability between services and ecosystems in the studies found in the literature and the site analysed in this project. Consequently, only studies produced on sites with resembling characteristics of southern Quebec (e.g. temperate forest, inland wetlands and similar crop varieties) were selected. In general, the ecosystems of Western Europe and North America had the most commonalities.

The socioeconomic filter refers to the living conditions of people in the countries where the studies were conducted, like for example their standard of living and education. This is particularly of interest when comparing individuals willingness to pay / households for ES since it tends to be highly dependent on socio-economic characteristics (Johnston and Rosenberger, 2010). Thus, in this study, only studies from countries with high income, according to the Gross National Income per capita classification of countries by the World Bank, were considered. We used purchasing power parity (PPP) to minimize economic differences arising from non-Canadian studies and corrected values to inflation in order to present results in 2010 Canadian dollars.

We used this method to estimate values for air quality, water provisioning (for wetlands), disturbance protection, nutrient cycling, pest management, erosion control, biodiversity habitat, and landscape aesthetics. We calculated the total value for each land use cover by aggregating individual ES values per hectare and by multiplying it by the total area. To estimate ESV changes through time, the total estimate for a time point was subtracted with another time point. The following equations were used to assess total ESV:

$$ESV_k = \sum_j A_k \times VC_{kj} \tag{4.1}$$

$$ESV_j = \sum_k A_k \times VC_{kj} \quad (4.2)$$

$$ESV = \sum_k \sum_j A_k \times VC_{kj} \quad (4.3)$$

where *ESV* refers to the Ecosystem Service Value of land use cover category *k*, and *ES* type *j*; *A* is the area, and *VC* is the economic coefficient in \$/ha/year.

In order to test the relation between the total *ESV* and socioeconomic drivers, we identified relevant elements that could constitute temporal pressure factors on agriculture and natural ecosystems: total population, density of urban population, income per household and size of farms. Other drivers, such as Gross domestic product, would have been interesting to test but specific historic information was not available for the study region. The degrees of freedom, based on the number of observations and the parameters to be estimated was very low so we could not perform linear nor multivariate regression to test the impact of these drivers on total *ESV*. We therefore performed a statistical analysis based on a nonlinear regression model.

4.4. Results

4.4.1. Land Use Changes

The land use changes in the MMR during the five last decades are presented in Figure 4.2. During the 1966 to 2010 period, results show a significant decrease in croplands

(20%) and forests (28%) that correlates with an increase of 59,700 ha of urban areas, representing an increase of 93% for the total area. Other land use cover types show little variation, for example, a loss of 100 ha of wetlands (6%), 7800 ha of grasslands (30%) and no significant variation in water systems (less than 1%). The unproductive land-use cover class presents a challenge when comparing time points with different GIS data layers since the composition of this cover class is so variable.

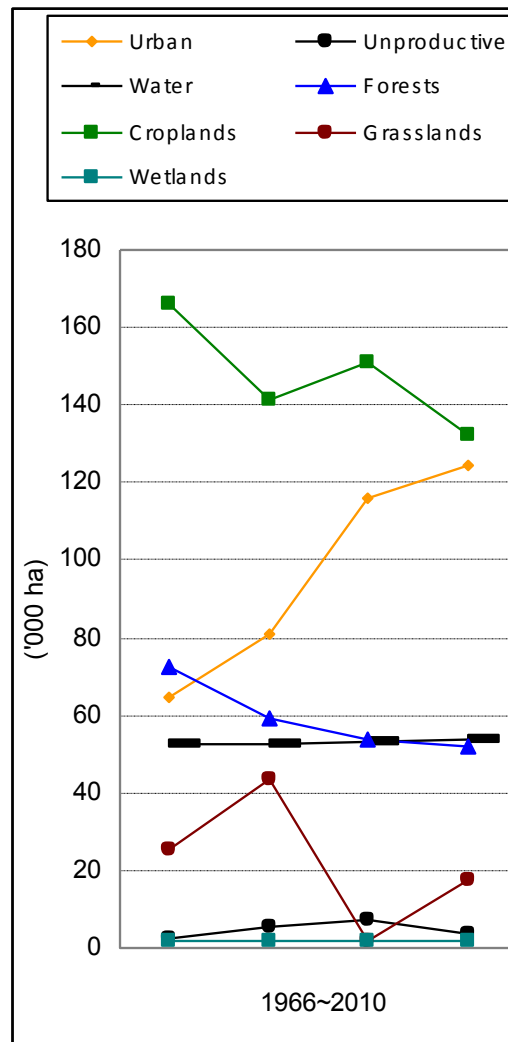


Figure 4.2. Land use changes in the MMR from 1966 to 2010.

Each 15 year period provides more details on the temporal dynamics of these land use changes. This is especially true for the trade-offs between croplands and grasslands. While croplands show significant decrease during the 1966-1981 and 1994-2010 periods (24,700 ha and 18,400 ha), they increased by 9900 ha from 1981 to 1994. The opposite is true of grasslands, since they decreased by 42,000 ha from 1981 and 1994, but increased during the two other periods (18,200 and 16,000 ha respectively). Forests show a constant decrease over the entire period, the biggest decrease during the first phase of urban sprawl (18%, 9% and 4% respectively). While there is no significant variation in wetlands and water, urban areas constantly increased from 1966 to 2010 (26%, 43% and 7% respectively). In the end, the cumulative loss of croplands, grasslands and forests (61,300 ha) is essentially equal to the increase in urban areas (59,700 ha). This area broadly represents the land use demand for human activities towards natural environment and agro-systems in the MMR over the last five decades.

The maps of the four time points presented in Figure 4.3 illustrate these changes. We can observe a development of the urban core through time. In 1966, urban areas were mostly concentrated on the island of Montreal, which is confirmed by the high proportion of the population of the MMR living in the city (50%) or on the island (75%) (Table 4.1). This expansion of the urban core is clearly visible on the 1994 and 2010 maps where urban areas represent a large proportion of the land use cover in Laval (north of Montreal Island) and on the North Shore and South Shore. This is consistent with results given in Table 4.1, where 43% of the total MMR population live in the city and only 49% on the island.

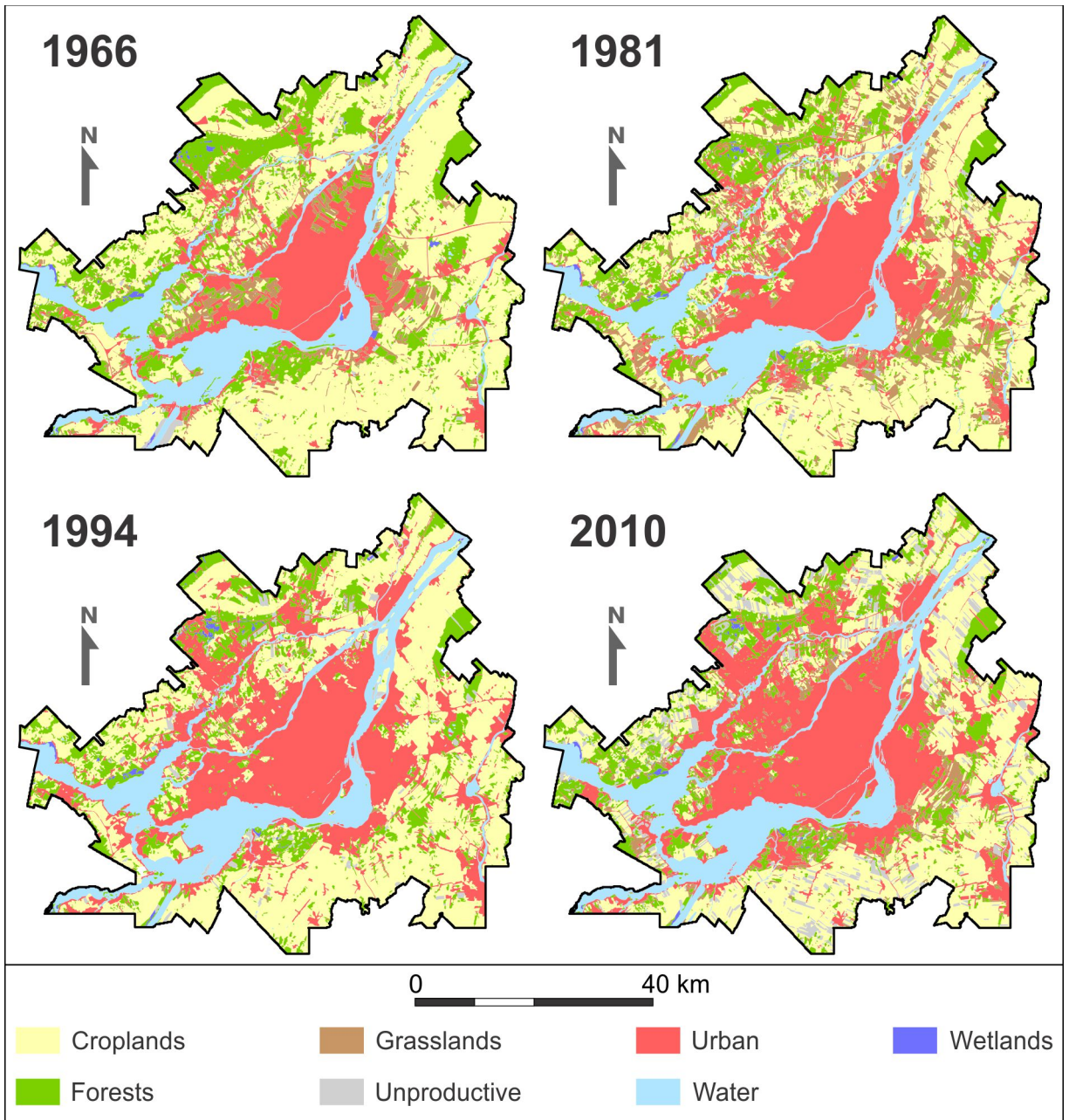


Figure 4.3. Land-use evolution of the MMR from 1966 to 2010.

4.4.2. Ecosystem Services Value

4.4.2.1 Food production

There are approximately 2000 farms within the MMR (CMM, 2011), most of which are involved in cereal, hay, soya and maple syrup production. Fruit and vegetable type farms are the second most common, while farms dedicated to greenhouse, nursery and floriculture are the third. A value of 3630 \$/ha/year was obtained by dividing the total regional agricultural income in 2010 by total area under agriculture (CMM, 2011).

4.4.2.2 Climate regulation

The quantity of sequestered carbon in forest environments corresponds to 1.93 tCO₂/ha/year, which is an average value of recorded rates between 1990 and 2009 (Environment Canada, 2011). The monetary value used to measure carbon sequestration corresponds to the social cost of carbon used in the evaluation of public policy by Environment Canada (25 \$/tCO₂e) (Environment Canada, 2010). When this value is applied to the region's forest areas, we obtain a value of 48 \$/ha/year for this service. Using the same method, the rate of carbon sequestration for wetlands in southern Quebec is estimated at 0.3 tC/ha/year (Ju and Chen, 2005), for a value of 28 \$/ha/year. For grasslands, the annual carbon sequestration is estimated to be between 2.17 tC/ha in Klumpp et al. (2011) for a value of 199 \$/ha/year.

The emissions from the agricultural sector accounted for 7% of total emissions of the total greenhouse gases in Quebec (MDDEP, 2009). However, the role of agricultural areas in

carbon fluxes is ambiguous since they can act as both sources and sinks for CO₂, N₂O and CH₄ (VandenBygaart et al., 2003). Consequently, we have not valued this service for croplands.

4.4.2.3 Pollination

In Quebec, 350 different pollinator species have been reported (Chagnon, 2008). We measured the value of the pollination service following Chagnon (2008) methods relating the value of different cultures, their size and their respective rates of dependence on pollinators for fruit and vegetable production in Quebec. We applied the total value attributable to the action of pollinators for 2008 ($\$166.1 \times 10^6$) to the entire agricultural area of the province (6.3×10^6 hectares), resulting in a value of 26.4 $\$/ha/year$. After correcting for inflation, we obtained a value of 28 $\$/ha/year$. Considering that pollination service is factored into the food production service of croplands, we apply it to grasslands only to avoid double counting.

4.4.2.4 Recreation

To assess the contribution of the forest and wetland to recreational activities, we used the expenses incurred by residents of Montreal for tourism and activities related to nature and wildlife. Of the total recreational expenses in 2000 ($\$448.7 \times 10^6$), 30% was spent inside the Montreal Area ($\$134.6 \times 10^6$) (Bouchard, 2003). Take this number and divide it by the total forest, wetland and water area and you get a value of 1525 $\$/ha/year$ (with inflation correction). For tourism and recreational activities in agricultural lands, we used the tourism benefits associated with rural tourism in the region. We used the income from the agro-tourism of 66 agro-businesses in the region in 2005, an average of $\$138,000$, for a total of

$\$9.1 \times 10^6$ (MAPAQ, 2006). Distributed over the total agricultural land use cover in the region and corrected due to inflation, we arrived at a value of 86 $\$/ha/year$ for this service.

4.4.2.5 Water provisioning

In studying 30 water suppliers in the USA, Ernst et al. (2004) reported that operating costs of treating water decreased by 20% when the forest cover of the source increases by 10% over the entire watershed. This results in an economic value of between 0.006 and 0.003 $\$/m^3$, for an increase of 10% of the forest cover. In comparison, the cost of supplying treated drinking water in 2010 was 0.09 $\$/m^3$ for the Montreal area (CMM, 2010). Considering that urban and peri-urban forests cover 13.6% of the area, this will result, according to Ernst et al. (2004) in a reduction of 0.0252 $\$/m^3$ of treated water. If we consider only the City of Montreal, the volume of water treated is 1,460 million of m^3 (CMM, 2010), resulting in an economic value of 36.8×10^6 $\$/year$ or 701 $\$/ha/year$.

The references under the section ‘References of the studies used in the benefit transfer’ detail the 33 monetary estimates taken from the 19 485 studies that were used in the benefit transfer approach, as well as their valuation method and provenance. The mean results obtained for the 13 ES valued are described and synthesized in Table 4.2. With a value of 4593 $\$/ha/year$, wetlands are showing the highest ESV. The values of forests (3982 $\$/ha/year$) and croplands (3988 $\$/ha/year$) are very similar but croplands ESV is mainly explained by the food production service, while other non-market ES show lower values. Grasslands have the lowest value for land-use cover type at 2720 $\$/ha/year$, but their non-market ES value is still higher than those provided by croplands and is mainly explained by the habitat for biodiversity they provide.

Table 4.2. Value of ES per type of land-use cover (\$/ha/year).

ES	Forests	Wetlands	Croplands	Grasslands
Food production	-	-	3630 (MP)	-
Climate regulation	48 (MP)	28 (MP)	-	199 (MP)
Air quality	650 (BT, 1)	-	-	-
Water provisioning	701 (AC)	1130 (BT, 3)	-	-
Waste treatment	133 (BT, 1)	260 (BT, 1)	-	-
Erosion control	-	-	103 (BT, 3)	35 (BT, 1)
Pollination	-	-	-	28 (MP)
Disturbance protection	-	470 (BT, 1)	-	-
Biodiversity habitat	884 (BT, 9)	519 (BT, 1)	-	2261 (BT, 1)
Pest management	41 (BT, 1)	-	-	41 (BT, 1)
Nutrient cycling	-	-	169 (BT, 1)	-
Aesthetics	-	661 (BT, 3)	-	156 (BT, 5)
Recreation	1525 (MP)	1525 (MP)	86 (MP)	-
Total	3982	4593	3988	2720

Notes : In the parenthesis, the method is given as follows. AC: avoided costs; BT: benefit transfer; MP: market price. For benefit transfer, the number given represents the number of monetary estimations used.

Urban areas were excluded from the valuation process for two reasons: Firstly, primary ESV studies in urban areas are scarce so there is a lack of information for benefit transfer at this scale. Secondly, our spatial analysis was not precise enough to distinguish pieces of land that could have an important ESV (e.g. urban parks or urban trees). We should keep in mind, however, that even in human-dominated systems, ES are produced (Haines-Young and Potschin, 2008, Li et al., 2010). For the same reason, unproductive lands were not evaluated. Considering that the total area of water bodies does not vary through time, we did not consider it for the ESV change analysis.

Table 4.3 and Figure 4.4 show the progression of ESV for each of the land use cover types through time. We observed a general decrease in total economic value with a notable

average loss of 236×10^6 \$/year between 1966 and 2010. This decrease represents 23% of the total ESV in 1966 and the most significant losses for the entire period are attributed to the loss of forest and cropland areas. We found that the total loss in ESV is essentially constant during the two first time periods but decreases in the third. A total ESV of 101×10^6 \$/year is lost on average between 1966 and 1981 and 96×10^6 \$/year between 1981 and 1994 while, 39×10^6 \$/year is lost between 1994 and 2010. Although the forests ESV decreased in each period, the wetlands' ESV remained constant. The main trade-offs were found between croplands and grasslands. While croplands ESV losses are significant between 1966 and 1981 (99×10^6 \$/year) and between 1994 and 2010 (74×10^6 \$/year), there is actually a gain between 1981 and 1994 (40×10^6 \$/year). Conversely, grasslands show the opposite trend. When combined, the general trend of croplands and grasslands ESV over time is generating total losses of 49×10^6 \$/year, 75×10^6 \$/year and 30×10^6 \$/year respectively.

Table 4.3. Total ESV in the MMR from 1966 to 2010.

Land use cover	Total economic value (x 10^6 \$/year)							
	1966	$\Delta_{1966-1981}$	1981	$\Delta_{1981-1994}$	1994	$\Delta_{1994-2010}$	2010	$\Delta_{1966-2010}$
Forests	288.1	- 51.8	236.4	- 21.4	215.0	- 7.8	207.2	-80.9
Wetlands	7.9	- 0.5	7.4	0.2	7.6	- 0.5	7.2	- 0.7
Croplands	661.3	- 98.6	562.7	39.5	602.1	- 73.5	528.7	- 132.6
Grasslands	69.6	49.5	119.0	- 114.0	5.0	43.3	48.3	- 21.3
Total	1026.9	- 101.4	925.5	- 95.7	829.7	- 38.5	791.4	- 235.6

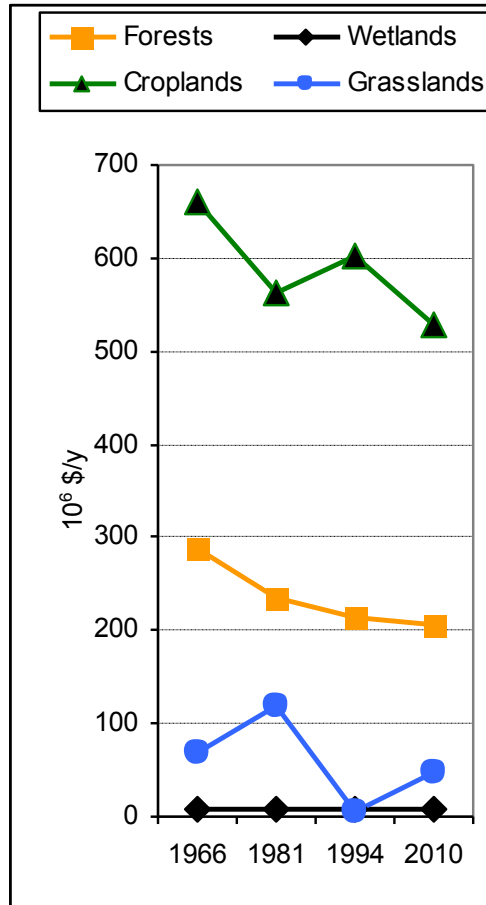


Figure 4.4. Changes in ESV per Land Use class

Table 4.4 shows the variation of the values for the 13 ES evaluated. When compared to the total ESV of each time period, all regulating and cultural services are exhibiting a stable or declining trend. Food production is the only one showing an increase. A decrease is observed for air quality, water provisioning, biodiversity habitat and recreation. Figure 4.5 is showing a clear trade-off between food production (provisioning services) and all other non-market services. For all time periods, we see that as market services increase, non-market services decrease and vice-versa , i.e. as the food production decreased non-market services increased.

Table 4.4. Values and trends of ES from 1966 to 2010.

ES	1966		1981		1994		2010		Trend
	10 ⁶ \$/y	%	10 ⁶ \$/y	%	10 ⁶ \$/y	%	10 ⁶ \$/y	%	
Food production	601.8	58.6	512.2	55.3	548.5	66.1	481.3	60.8	↑
Climate regulation	8.5	0.8	11.6	1.3	2.9	0.3	6.0	0.8	-
Air quality	47.1	4.6	38.6	4.2	35.1	4.2	33.8	4.3	↓
Water provisioning	52.7	5.1	43.4	4.7	39.8	4.8	38.3	4.8	↓
Waste treatment	10.1	1.0	8.3	0.9	7.6	0.9	7.3	0.9	-
Erosion control	18.0	1.8	16.1	1.7	15.6	1.9	14.3	1.8	-
Pollination	0.7	0.1	1.2	0.1	0.1	0	0.5	0.1	-
Disturbance protection	0.8	0.1	0.8	0.1	0.8	0.1	0.8	0.1	-
Biodiversity habitat	122.8	12.0	152.3	16.5	53.3	6.4	87.1	11.0	↓
Pest management	4.0	0.4	4.2	0.5	2.3	0.3	2.9	0.4	-
Nutrient cycling	28.0	2.7	23.9	2.6	25.5	3.1	22.4	2.8	-
Aesthetics	4.1	0.4	7.9	0.8	1.4	0.2	3.9	0.5	-
Recreation	127.3	12.4	105.1	11.4	97.9	11.8	93.1	11.8	↓
Total	1026.9	100	925.5	100	829.7	100	791.4	100	

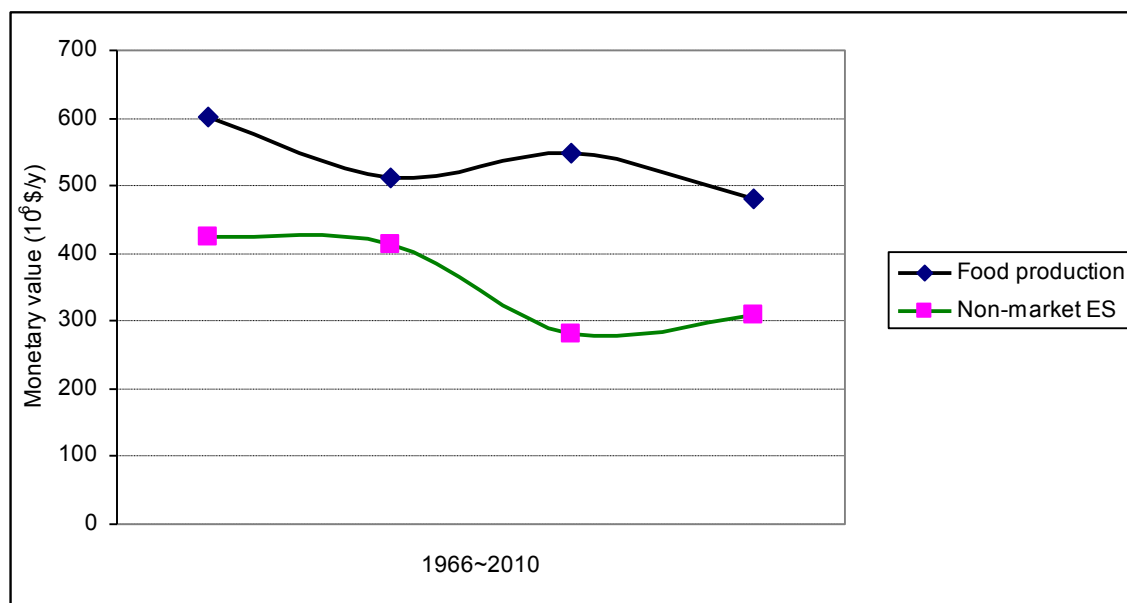


Figure 4.5. Evolution and trade-offs between market and non-market ES.

4.4.3. ESV and socioeconomic drivers

Figure 4.6(a) and 4.6(b) show a non-linear relationship between total ESV and population and total ESV and urban population density respectively. The redefinition of City limits in 2002 influenced this study's approach whereby, the population on the island of Montreal and the MMR are used instead of the official city population. The MMR population increased by 49% between 1966 and 2010, while the percentage of people living on the island of Montreal compared to the population of the MMR declined from 75% to 49% (Table 4.1). This demographic trend negatively impacted the total ESV. Figure 4.6(c) indicates the negative relation between total ESV and income per household. The income per household varies from 10,325 \$/hh in 1966, to 27,191 \$/hh in 1981, to 52,795 \$/hh in 1994 and to 87,736 \$/hh in 2010. This demonstrates that economic growth in the last decades had a negative impact on the provision of ES, especially non-market ES. Figure 4.6(d) shows the decline of the total ESV in relation to average farm sizes. Since it was not possible to find values for the average farm surface area for the MMR, we used Montreal Island and Laval's historic average farm size (based on the relation of croplands and the number of farms), which varies from 54 ha in 1966, to 61 ha in 1981, to 87 ha in 1994 and 2010.

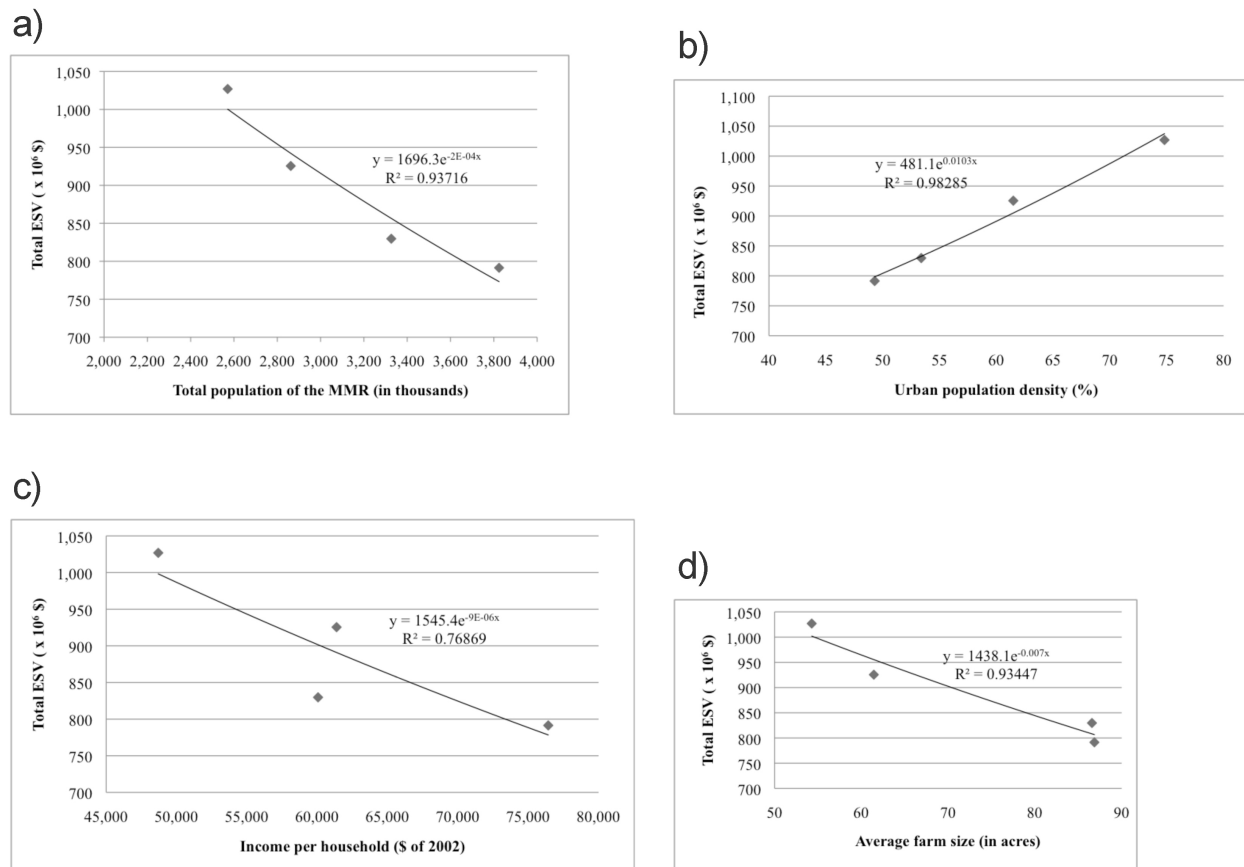


Figure 4.6. The relationships between (a) total population and total ESV, (b) urban population density and total ESV, (c) income per household and total ESV, and (d) farm size and total ESV

Source : (a) and (b) : Ville de Montréal (2013); (c) : Statistics Canada, Census of Canada (1971, 1981, 1996), Statistics Canada, National household survey (2011); and (d) : Statistics Canada, Census of Agriculture (1971, 1981, 1996, 2011).

4.5. Discussion

The results of this study are coherent with others conducted across the globe measuring the economic effects of land use changes on ESV through time in urban or peri-urban areas

(Table 5). All of the studies listed show a decrease in the total ESV per year. The number of ES categories evaluated remaining constant in the majority of these studies is explained by the use of ESV coefficients from Costanza et al. (1997) for global ecosystems and Xie et al. (2010) for ES in China. The trends in ESV, given in Table 4.3 and Figure 4.5, reveal a loss of regulating and cultural services towards provisioning services. This is in accordance with the findings of the Millennium Ecosystem Assessment (2005). Similarly, Raudsepp-Hearne et al. (2010) showed significant trade-offs between providing services and regulating cultural amenities in areas of intensive agricultural production on the South Shore of Montreal. This highlights the focus that previous public policies put on market products of ecosystems in opposition to non-market ones (Bateman et al., 2013).

Table 4.5. Review of studies measuring the land use changes effects on ESV in urban or peri-urban areas.

Authors	Location	Time period	Number ES	ESV variation/year
Kreuter et al, 2001	San Antonio, USA	1976- 1994	17	– 6.0 x 10 ⁶ USD
Zhao et al., 2004	Chongming Island, China	1990-2000	17	– 2.0 x 10 ⁸ USD
Li et al., 2007	Pingbian County, China	1973-2004	-	– 2.4 x 10 ⁸ USD
Li et al., 2010	Shenzen, China	1996-2004	9	– 2.3 x 10 ⁸ Yuan
Estoque and Murayama, 2012	Baguio, Philippines	1988-2008	17	– 3.2 x 10 ⁶ USD
Liu et al., 2012	Taiyuan, China	1990-2005	9	– 2.0 x 10 ⁷ Yuan
Su et al., 2012	Hang-Jia-Hu region, China	1994-2003	9	– 8.5 x 10 ⁹ Yuan
Mendoza-González et al. 2012	Boca del Rio, Mexico	1995-2006	9	– 1.4 x 10 ³ USD
	Chachalacas, Mexico	1995-2006	9	– 7.0 x 10 ⁵ USD
	Costa Esmeralda, Mexico	1995-2006	9	– 1.0 x 10 ³ USD
Hu et al., 2013	Fuzhou City, China	1986-2006	9	– 1.2 x 10 ⁹ Yuan
Wu et al. 2013	Hangzhou, China	1978-2008	9	– 7.6 x 10 ⁸ Yuan

4.5.1. Urban Sprawl Phases and ESV Losses

The variations in croplands, grasslands and forests that we identified are closely related to the different urban sprawl phases that have taken place in Montreal. *Functionalist* planning resulted in ESV losses of 101×10^6 \$/year and is linked to cropland and forest losses during that period. If they are slightly compensated through a gain in grasslands, this increase in grassland areas was partly caused by the abandonment of agriculture and these grasslands are projected to become urban areas (Marois et al., 1991).

Emerging from concerns about agricultural erosion, the opposition planning phase led to the protection of agricultural land. During the 1980s, peri-urban agriculture developed within this legislative framework and a reconversion of grasslands into croplands explains in part the trade-offs between the two land use classes given in Table 4.3. This legislation somehow contained the urban development of agriculture land but still presents an important ESV decline of 96×10^6 \$/year, which is mainly explained by the loss of grasslands. Even if short-term positive effects occurred in agriculture, urban pressure was still present for low density residential, commercial, industrial, and infrastructure purposes (Marois et al., 1991) and led to a loss of grasslands with a 112×10^6 \$/year impact on total ESV.

During the acceptance planning period, several years after the adoption of the Agricultural Act, the economic and demographic challenges faced by farmers, combined with continued pressure for urban development led to a new phase of agriculture abandonment and speculation (Dumoulin and Marois, 2003). Although abandonment was not as high during the functionalist phase, there was still an increase in total grassland area and a decrease in croplands. The low number of protected forest areas in the Montreal region weakened their

conservation capacity and allowed public and private developers to convert the majority of 2000 ha of forest lost between 1966 and 2010 to urban spaces.

The low variation in wetland area and ESV can be explained by the fact that most of the changes occurred prior to our study period. These losses are mainly attributed to draining for agricultural development and filling of open water and wetlands in favour of houses, roads and agriculture as well as the construction of facilities for water treatment, including dams and the development of the St. Lawrence Seaway observed before the 1970s (Jean and Létourneau, 2011). Since the 1970s, wetland area has remained constant, but there have been changes in the type and location of wetlands (Jobin et al., 2010, Jean and Létourneau, 2011). Although wetlands continue to be threatened by urbanization, restoration efforts and lower water levels have resulted in net gains of marshes and swamps. Consequently, in order to get a clear picture of wetland ESV variation a longer time period of study would be necessary.

In the end, we can conclude that the three management strategies implemented as part of Montreal's urbanization plan over the last five decades have all had negative effects on ESV. The socioeconomic drivers that characterize resulting urban sprawl and agriculture intensification, include a rising population, a decline in the percentage of people living in the central city, increase in income per household and increase in farm size.

The latest demographic projections for the MMR, predict an increase of 425,000 households between 2006 and 2031 (André et al., 2009). In order to accommodate these new households, 13,000 ha of vacant land must be reserved for future residential development (CMM, 2011). Based on an average residential density of 18.1 houses per hectare from 1999 to 2004 in the MMR (CMM, 2011), the residential capacity of the region is estimated at 315,000 new households. At the projected rate of growth the region could reach

its full capacity in residential development by 2023 without eroding agriculture and natural spaces. Welcoming 425,000 new households in the region by 2031 will prove to be a challenge, especially in terms of optimizing the available space and preserving ESV.

4.2. Mapping and Valuing Ecosystem Services: Methodological Caveats

Since Costanza et al.'s land mark study in 1997, spatially explicit benefit transfers and ES mapping studies are a burgeoning field of research (Troy and Wilson, 2006, Schägner et al., 2013). This can mainly be attributed to the development of GIS technologies in the past 15 years and the rise of interest towards ES. However, in this study we used both land use cover and monetary indicators as proxies, which can be seen as a probative limitation to this approach.

Using the land use as a proxy for ES measurements assumes homogeneity in their production and distribution. It is a strong assumption to postulate that every unit area of land produces the same amount of services, moreover, that they are constant in time. This consideration of ES as uniform, unmoving and site-bound elements leads to ignoring the importance of biotic and abiotic movements, surrounding environment and landscape connectivity (Eigenbord et al., 2010, Mitchell et al., 2013). The supply of many ES, especially the provisioning and regulating services, largely depend on the landscape composition and configuration, and their functional connectivity (Kremen, 2005, Mitchell et al., 2013).

Another important spatial limitation of this study is linked to the evaluation of land use change. The comparison of land-use cover over time is weakened by the different methodologies used for mapping over the four time points. Even though special care was paid

to minimize incoherence, it is obvious that harmonizing land use classes can generate classification errors and does not take into account the changes within the classes.

Moreover, scaling can have significant effects on ES measurement, both through land use and valuation analysis (Hein et al., 2006, Konarska et al., 2002). From this perspective, the scale at which ES are measured can strongly influence their valuation. In this study, the land use data used as a proxy for ES provisioning are at scales of 1: 20,000 and 1: 50,000 while the ES valuation coefficient used was not necessarily produced at that scale. This is particularly true for benefit transfers based on stated preference studies.

In this study, the majority of valuation proxies were based on transferred values. In order to minimize transfer bias, we selected values produced for similar ecosystems within the study area. When these values were transferred from other locations, we used PPP to adjust the original values. However, other sources of bias, such as temporal effects, generalization errors or double counting may have impacted the net ESV (Johnston and Rosenberg, 2010). Moreover, a gap analysis of the studies we used for benefit transfer (Table 4.2) tell us that a number of ES have not been evaluated for all ecosystems. A more exhaustive analysis of the contribution of ecosystems to economics and to community well-being would certainly tend towards a higher total ESV and would increase ESV losses generated by urban sprawling.

4.6. Conclusion

Our results share similar findings to those obtained for many other cities and regions: urban sprawl generates significant losses in ESV. In the MMR, the difference in land use cover between 1966 and 2010 led to a yearly loss in ESV of $\$236 \times 10^6$. Mapping ESV

provides a tool that can be used to inform decision-makers on the effects of land use conversion by highlighting the amenities from which communities can benefit from ecosystems.

Urban sprawl is one of the most common drivers for land use change generating a variety of impacts on natural and agro-systems. Public decisions are slowly beginning to integrate the cost of land use change into their land use management. Many decisions however, are still based only on the market economy and neglect the contribution of ES to the economy and community well-being. Planners should consider different ways to maximize the provisioning of ES, the value of which has been demonstrated herein. Conservation of pristine ecosystems and key natural areas is certainly the core of biodiversity preservation, but strategic planning calls for connections between natural areas in order to maximize ES and a densification of built up areas in order to reduce land use demand.

Note : les références citées dans cet article ont été regroupées dans la bibliographie

TROISIÈME PARTIE : ANALYSE DES PRÉFÉRENCES EXPRIMÉES

La troisième partie de la thèse repose sur une évaluation des SE par des méthodes de préférences exprimées. Celles-ci permettent de saisir les variations de bien-être des usagers selon différents scénarios qui leur sont proposés à travers des techniques d'enquête et d'analyses économétriques. Nous utiliserons à cet effet les méthodes d'évaluation contingente (MEC) et de choix multi-attributs (MCMA).

La MEC fut développée durant les années 1960, mais les travaux de Mitchell et Carson (1989) contribuèrent à une utilisation plus importante à partir des années 1990. L'approche de cette méthode se base sur la présentation de scénarios à un groupe de répondants qui les évalueront en fournissant leur consentement à payer (CAP) ou leur consentement à recevoir (CAR) pour de tels changements. Dans le cadre de ces évaluations, le répondant a toujours le choix d'opter pour le *statu quo* qui traduit un état de satisfaction par rapport à la situation existante. Dans une perspective d'évaluation économique des SE, il est alors possible d'évaluer les préférences des agents économiques au regard d'une politique ou d'un projet qui modifierait, positivement ou négativement, des aménités environnementales.

Les fondements théoriques de la MEC reposent sur les considérations des variations de la satisfaction d'un individu avant et après un changement hypothétique de la condition de son environnement. Par exemple, si nous considérons un individu qui possède un revenu et un niveau de vie dans des conditions environnementales prédéfinies, la variation de cet environnement (la pollution de son environnement par exemple) peut changer son niveau de satisfaction et l'amener à réagir (i.e. il pourrait investir une partie de son revenu dans le but

d'éviter ou de corriger ces incidences négatives anticipées, par exemple, en installant chez lui un système de filtration d'air). Si un projet public peut réduire le niveau de pollution, les dépenses initialement engagées par cet individu deviendraient superflues et son niveau de satisfaction augmenterait en partie grâce à la réduction de ses dépenses personnelles.

La MEC utilise cette variation de niveau de satisfaction chez cet individu pour mesurer la valeur qu'il lui donne. Ainsi, la logique de cette méthode est de déterminer la valeur monétaire de cette variation de satisfaction qui sera égale à la somme maximale d'argent que cet individu serait prêt à payer (i.e. le surplus du consommateur) pour bénéficier de la condition améliorée de son environnement, tout en conservant un niveau de satisfaction globale égal à sa situation avant l'amélioration.

L'étape centrale de la MEC consiste ainsi à élaborer un questionnaire dans lequel, après avoir proposé un scénario hypothétique d'un changement de l'environnement, une ou plusieurs questions sont posées aux répondants pour mesurer leur consentement à payer (CAP) maximal pour bénéficier d'une amélioration, ou encore de leur consentement à recevoir (CAR) minimal pour détérioration.

D'abord employée pour étudier les systèmes de transport et en marketing dans les années 1980, la MCMA est de plus en plus utilisée depuis le milieu des années 1990 dans les études d'évaluation de SE (Adamowicz et al., 1994). Cette méthode prend racine dans des analyses comparatives où les individus sont invités à classer des produits comportant différents profils. La confection et les analyses reliées à cette méthode sont basées, comme dans la MEC, sur la théorie d'utilité aléatoire. La MCMA peut ainsi intégrer, à l'instar de la MEC, toutes les composantes de la valeur économique totale, y compris les valeurs d'usages indirectes et les valeurs de non-usage.

Alors que la MEC propose deux types de scénarios (le *statu quo* et le changement), la MCMA présente aux répondants une série d'options qui sont définies par des attributs, dont le prix. Leur présentation se fait sous la forme d'un éventail de choix, dans lesquels des combinaisons d'options sont construites par des designs expérimentaux qui permettent d'éviter la corrélation des attributs, ceci dans le but d'obtenir une estimation de la valeur pour chacun d'eux. Comme cette méthode se focalise plus directement sur les attributs, elle présente l'avantage de permettre l'identification de la valeur accordée par un individu pour un attribut spécifique. La préférence du répondant ne s'exprime donc pas pour un ensemble de SE, mais fait appel à une valorisation distincte pour chacun d'eux.

L'intérêt scientifique de l'utilisation conjointe de la MEC et de la MCMA dans la thèse est double. Le premier provient du type d'information qu'elles peuvent générer. La MEC, telle que décrite par Mitchell et Carson (1989), permet d'approcher l'objet évalué de manière globale. Les caractéristiques des SE, attributs ou composantes, qu'on y retrouve peuvent être détaillées, mais le mécanisme de valorisation est dessiné pour les inclure dans un processus large et uniforme. À l'opposé, la MCMA analyse les attributs de façon désagrégée et pose que la valeur d'un bien peut être identifiée à partir des niveaux et caractéristiques de ses composantes (Louvière et al., 2000).

Le second provient de la valeur différente à laquelle chacune arrive. Généralement, les utilisateurs de ces méthodes obtiennent des valeurs moyennes lorsqu'ils utilisent la MEC et des valeurs marginales pour la MCMA (Mogas et al., 2008). Le CAP moyen obtenu par la MEC correspond à une variation discrète, alors que le modèle statistique appliqué à la démarche de la MCMA produit des valeurs correspondant à la moyenne des CAP pour des changements marginaux pour chacun des attributs. Il en résulte que plusieurs auteurs (e.g.

Hanley et al., 1998, 2001, Alpizar et al., 2003, Bateman et al., 2002) ont conclu que l'utilisation de la MEC est recommandée pour l'obtention de valeurs discrètes, alors que la MCMA est préférable pour l'obtention de valeurs marginales ou pour estimer de relatives petites valeurs discrètes, des inflexions aux variations entre niveaux d'attributs.

Il nous apparaît donc pertinent d'une part d'utiliser ces deux méthodes pour mesurer l'évaluation globale d'un ensemble de SE, et d'autre part, de mesurer les valeurs individuelles de ces services pour en connaître la hiérarchisation. L'utilisation des deux méthodes nous permettra également d'en comparer les résultats. Les études ayant fait cet exercice font état de conclusions différentes. Certaines attribuent des estimations plus élevées avec la MEC, d'autres avec la MCMA, alors que d'autres ne trouvent pas de différences significatives (Smith et Desvougues, 1985, Adamowicz et al., 1998, Hasler et al., 2005, Boxall et al., 1996, Hanley et al., 1998, Christie et Azevedo, 2002, Christie et al., 2004, Lockwood et Carberry, 1998, Mathews et al., 2004, Kimenju et al., 2005, Veistein, 2007; Magat et al., 1988; Traversi et Nijkamp, 2004; Jin et al., 2006; Mogas et al., 2006, 2008). Nous espérons ainsi contribuer au débat en offrant une lecture nouvelle de cette question.

Au **Chapitre 5**, nous utilisons ces deux méthodes pour évaluer le CAP pour l'implantation de pratiques agro-environnementales qui découlent sur des améliorations au niveau de certains SE. Le questionnaire utilisé pour la réalisation de cette étude est disponible en **Annexe 2**.

Dans le **Chapitre 6**, nous estimons et comparons le CAP de répondants pour une amélioration de la situation des milieux humides dans le Sud du Québec par la MEC et la MCMA. Le questionnaire utilisé pour la réalisation de cette étude est disponible en **Annexe 3**.

Chapitre 5 : Using Contingent Valuation and Choice Experiment to Valuate the Impacts of Agri-environmental Practices on Landscapes Aesthetics

Cet article a été soumis dans:

Dupras, J., Laurent-Lucchetti, J., Revéret, J.P. Using Contingent Valuation and Choice Experiment to Valuate the Impacts of Agri-environmental Practices on Landscapes Aesthetics. *Journal of Environmental Planning and Management*.⁶

5.1. Abstract

This study explores the willingness to pay for an improvement of the environmental situation in agricultural areas with a specific focus on landscape aesthetics. We used the Contingent Valuation Method to measure the discrete value of landscape aesthetics externalities produced by different Beneficial Management Practices implementation scenarios. The Choice Experiment was also used to measure the economic value of other Ecosystem Services in order to situate landscape in consumers' preferences among other non-market benefits produced by agri-environmental practices. We also aimed at comparing the value measure using both methods for landscape aesthetics and higher estimates were obtained with the Choice Experiment.

⁶ Cette étude a été financée par Agriculture et Agroalimentaire Canada et conduite sous la supervision du Groupe Agéco.

5.2. Introduction

The development and intensification of agricultural activities of the past decades were accompanied by various changes in agricultural practices causing several environmental problems including the deterioration of soil and water quality, habitat fragmentation and loss of biodiversity (Kleijn et al., 2009). The deterioration of agricultural landscapes due to the intensification of agricultural practices is also a well-documented phenomenon that generally resulted in a simplification of landscapes (Meeus et al., 1990, Simpson et al., 1994, Ruiz and Domon, 2009). Among the causes that created this decrease in diversity are the specialization of farmers on one or few crops, abandonment of traditional practices, conversion of grasslands to croplands, increased size of plots, destruction of non-productive agricultural habitats and fragmentation and loss of natural habitats being some of the most important factors (Henle et al., 2008).

The decline in the number of farmers in rural areas due to the consolidation of farm businesses resulted in communities whose majority of residents do not practice agriculture, but are still benefiting from the landscape having made the choice to live in these environments (Bryant and Joseph, 2001). Therefore, this creates a demand for agricultural outputs that are not only linked to food production but also towards a harmonious living environment especially through “every-day” and “ordinary” landscapes (Paquette and Domon, 2003, Pinto-Correia et al., 2006). The elements of landscape that are valued in rural communities can be very diverse, ranging from visual aspects like open-views, crops diversity, interesting architectural elements, diversity of land use, topography, to more personal ones such as emotional attachment, family heritage, daily experience and an intimate knowledge of the area

(Vouligny et al., 2009). This social demand for landscape aesthetics is closely linked to the devitalisation processes of rural communities where intensive agriculture is established (Paquette and Domon, 2003).

In recent years, initiatives have been implemented in several countries encouraging farmers to adopt beneficial management practices (BMPs) - agricultural methods designed to reduce the potential negative impacts on the environment (Brady et al., 2009, Bateman et al., 2013, Grammatikopoulou et al., 2013). Beyond the positive effects they can generate on the quality of agri-ecosystems, the development of BMPs can have a significant impact on landscape change (Grammatikopoulou et al., 2013). In this perspective, the generation of landscape aesthetics changes through the implementation of BMPs can be considered as a positive externality that affects the well-being of users. The integration of landscape aesthetics in policy-making is observed in several jurisdictions, notably in Europe under the Common Agricultural Policy (Brady et al., 2009). Indeed, in Canada, this aspect is rarely taken into account by institutions and on-farm decisions: the establishment of incentives, programs or policies that favour BMPs rarely include the landscape dimension in their planning, design and implementation.

While environmental considerations are important decision factors in the development and implementation of BMPs, in a perspective of public or private financing, the design of these interventions and their funding is also often based on an analysis of costs and benefits that they generate. From a market economy perspective, the costs of implementing these practices are well known, and the impact on the production of agricultural goods, such as food, fiber or fuel are generally well estimated. However, several non-market goods and services that benefit users are also generated by BMPs, such as better water quality, more diverse

biodiversity habitats, control of soil erosion and pest management (Bateman et al., 2013, Grammatikopoulou et al., 2013). To help in the decision-making process, cost benefit analysis on the total economic value of these practices must be performed, consequently, a major challenge is to accurately measure these non-market ecosystem services and assign them an economic value.

Ecosystem Services (ES) refer to the benefits that human societies derive from nature. Recent developments of this concept now make it an important aspect in the various strategies regarding protection, enhancement and restoration of natural capital. In the increasing amount of literature published on the subject of ES valuation, many experiences focus on ES valuation produced by agricultural ecosystems and agri-environmental practices, such as soil conservation (e.g. Pimentel et al., 1995, Colombo et al., 2005, 2006), pollination (e.g. Losey and Vaughan, 2006, Gallai et al., 2009), water quality (e.g. Baylis et al., 2002, Colombo et al., 2006) or recreation (e.g. Brouwer and Slangen, 1997, Hansen et al., 1999). In the same way, landscape has been valued in several studies based on direct and indirect valuation methods (Macaulay Land Use Research Institute, 1997, González and León, 2003, Arriaza et al., 2004). Among them, stated preferences techniques have been widely used and seem to be the most efficient in capturing the non-market nature of landscapes benefits (e.g. Drake, 1992, Pruckner, 1995, Santos, 1998, Fleischer and Tsur, 2000, Gonzalez and Leon, 2003, Arriaza et al., 2004, Schläpfer and Hanley, 2003, Campbell, 2007, Rambonilaza and Dachary-Bernard, 2007, Morey et al., 2008, Sayadi et al., 2009, Scarpa et al., 2009, Howley et al., 2012, Jianjun et al., 2013).

In order to establish public policies that promote the production of ES, the ability to measure the value of these services is crucial (Santos, 1998, Dachary-Bernard and

Rambonilaza, 2012). In this context, this study aims to inform policy-makers and to stimulate interest in the issue of agricultural landscapes in Quebec and Canada by assessing the value of landscape externalities that are produced by the introduction of BMPs. To do this, we use a well-known stated preferences technique, the Contingent Valuation Method. Moreover, in order to measure the importance of landscape aesthetics towards other ES produced by BMPs, we performed a Choice Experiment Valuation. We also aimed at comparing the value measured using the two methods for landscape aesthetics. This paper adds to the ES valuation literature by comparing estimates of the value of landscape aesthetics obtained using Contingent Valuation and Choice Experiment, and by estimating values for others attributes enhanced by BMPs.

5.3. Methodology

5.3.1. Analytical Framework

Stated preferences methods are used when actual markets that could allow the researcher to extract values for environmental amenities are absent, or in order to capture both their use and non-use values (Bateman et al., 2002). When consumer behavior cannot be analyzed, stated preferences methods propose a simulated market where economic agents can express their preferences. These investigative techniques consist of sampling a population and measuring its willingness to pay (or accept) improvement (or degradation) of their environment. Historically, the most famous technique among this group is the Contingent Valuation Method (CVM). However, since the second half of the 1990's Choice Modeling

Methods, among them the Choice Experiment (CE), is growing in popularity to value landscape (e.g. Campbell, 2007, Rambonilaza and Dachary-Bernard, 2007, Scarpa et al., 2009, Jianjun et al., 2013).

The CVM is useful for a global approach in valuing certain environmental goods or services. Characteristics of the environment can be detailed by the components of the nature asset, but the contingent valuation mechanism is designed to include them into a larger uniform process. Among the possible formats, the open-ended CVM allows to directly measure the individual's WTP for a package of ES by directly asking the respondent his maximum WTP to purchase the proposed alternative. Open-ended CVM has widely been used in the stated preference literature mainly for its simplicity (Bateman et al., 2002). This technique allows collecting individual WTP in a straightforward manner and free of any anchoring bias (Bateman et al., 2002). On the other hand, the simplicity of open-ended CVM comes at a cost. Documented flaws include the difficulty for respondents to put a price on a hypothetical situation leading to high non-response rate, protest answers and outliers (Arrow et al., 1993, Adamowicz et al., 1998, McCollum and Boyle, 2005, Bateman et al., 2002).

The CE was developed to individually estimate the disaggregated attributes (Louviere, 2000). This method is based on the Lancaster (1966) theory of value. This method stipulates that the value of a good can be approximated by the characteristics of its attributes and their levels. The economic background behind CE elicitation builds on an alternative theory of choice derived from the work from McFadden (1974). This theory assumes that utility depends both on observable and intangible (or unobserved) elements. Therefore, in a CE context, each alternative is represented with a utility function (U_i) that contains a deterministic component (V_i), and a stochastic component (ε_i):

$$U_i = V_i + \varepsilon_i \quad (5.1)$$

A respondent n will choose the alternative i rather than j only if $U_{ni} > U_{nj}$, for all $j \neq i$. Since the utilities include both a deterministic and a stochastic component, the analysis becomes one of probabilistic choice. The probability that respondent n prefers option i in the choice set to any alternative option j , is expressed as the probability that the utility associated with option i exceeds that associated with all other option:

$$P[(V_{ni} + e_{ni}) > (V_{nj} + e_{nj})] = P[(V_{ni} + V_{nj}) > (e_{nj} + e_{ni})] \quad (5.2)$$

Respondent n will choose option i over option j if the difference in the deterministic parts of their utilities exceeds the difference in the error parts. Following the standard assumption that the random term is independently and identically distributed with an extreme-value (Gumbel) distribution, we can rewrite the probability as:

$$P(U_{ni} > U_{nj}) = \frac{\exp(\mu V_{ni})}{\sum_j \exp(\mu V_{nj})} \quad (5.3)$$

In any single sample, the scale parameter μ cannot be identified, therefore it is assumed to take the value 1. If we assume a linear utility function (Louviere et al., 2000), the indirect utility function of respondent n for alternative i can be expressed as:

$$V_{ni} = \alpha + \beta X_i + \gamma Z_n + \delta C_i \quad (5.4)$$

Equation 5.4 can be estimated with a traditional conditional logistic model, where α is a constant of alternative specific term and β , γ and δ are coefficients and X_i represents the characteristics of the alternative i . C_i is the cost of alternative i . Z_n is the other socioeconomic characteristics of respondent n which can affect his/her utility. The dependent variable of the conditional logistic model is the probability that a project is chosen by the respondent. Obviously, personal characteristics are constant across the choice alternatives of an individual. Therefore, if they are simply added to the attribute variables the estimation will just drop them out. One possible approach is to create interaction variables between attributes and personal characteristics that can influence individual preferences across attributes.

One distinct feature that differentiates CVM and CE is that, generally, practitioners obtain average values when applying CVM and marginal values when applying CE (Mogas et al., 2006). Typically, the mean WTP obtained from a CVM corresponds to a discrete change, while the statistical models applied to CE yield values corresponding to the mean WTP for a marginal change in each attribute. If the marginal values estimated from a CE application are constant for all units, we can use them for the discrete change value estimation in a linear form (Hanley et al., 1998). These limitations have led to hypothesize that CVM is more suitable to estimate discrete values, while CE is better for marginal values or relatively small discrete changes (e.g. Hanley et al., 1998, Bateman et al., 2002).

In compliance with the literature, we use in this study the CVM to measure, through picture-based valuation question, the discrete value of landscape aesthetics externalities produced by different BMPs implementation scenarios. If the CE also measures the economic value of target ES, it is also used to situate landscape in consumers preferences among other ES produced by BMPs.

5.3.2. Study Site and BMPs Implementation

From 2005 to 2010, the Fauna Foundation of Quebec and the Quebec's Farmers Union tested a program to improve the quality of water and wildlife habitat in agricultural areas on ten agricultural sites in the Province of Quebec (Canada). The program explored different models of BMPs combinations based on three main types of interventions: Agro-Environmental Farming Practices, Water Control and Wildlife Habitat (FFQ and UPA, 2011).

Among the ten sites where BMPs were implemented, we focused our analysis on the upper section of the small Ruisseau Vacher watershed (a tributary of the L'Assomption River), located in the Lanaudière region at 65 km north of Montreal, Quebec (Canada) (Figure 5.1). This watershed of 3035 ha is covered by 77% of agriculture and by 17% of woodlands. An urbanized sector, the municipality of Saint-Jacques, and some gravel complete the big picture of this territory. The environmental issue is water quality degradation due to the presence of phosphorus, coliforms and suspended solids (FFQ and UPA, 2011). Several septic systems in the residential sector, in the center of the basin, are still inadequate and riparian zones are poorly diversified and often very narrow (FFQ and UPA, 2011).

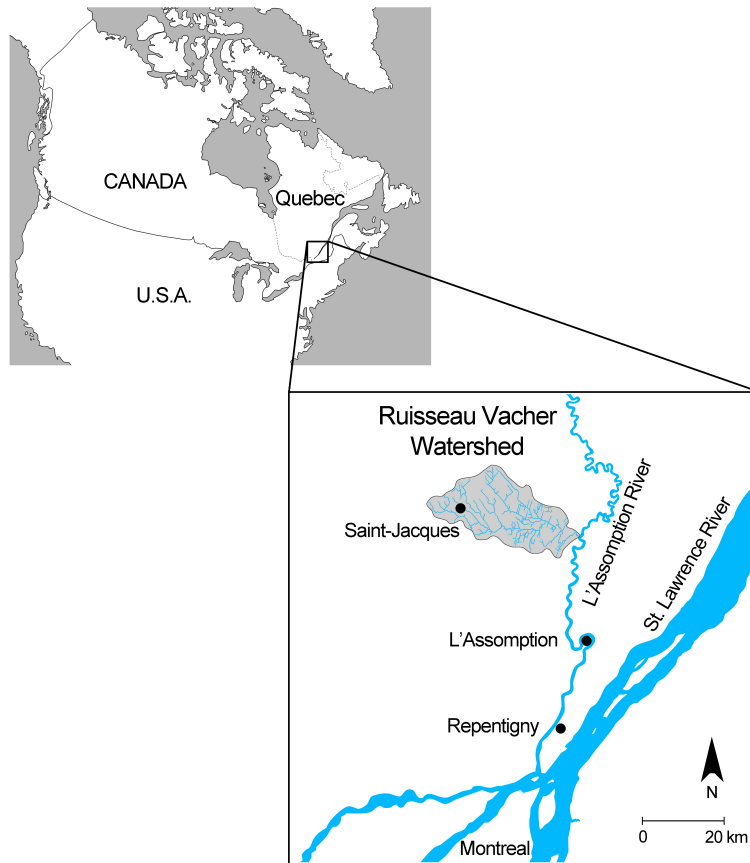


Figure 5.1. Location of the Study Site Area

The Ruisseau Vacher Program (RVP) aimed to mobilize agricultural and wildlife stakeholders in the watershed to improve the water quality of the streams. It aimed to provide the creation of amenities in the riparian zone, such as recreating rich and diverse biodiversity habitats. The following BMPs interventions were practiced:

- Erosion control through plant engineering;
- Output protection of drains, ditches and furrows;
- Drain installations combined with sedimentation basins;
- Characterization and monitoring of avian and fish species.

5.3.3. Survey Design

Before drawing up the questionnaire, we held two focus groups with residents from Saint-Jacques; one with farmers, and one with citizens at large. We sought to probe into their understanding and opinions regarding environmental issues related to agriculture and the changes taking place in terms of beneficial practices. We examined how the various goods and services linked to biodiversity could best be formulated. The focus groups allowed us to adapt the scientific and technical languages for laypersons and to select attributes.

5.3.3.1. Contingent Valuation Method

In the study, the participants were to consider the variation of landscape through modified images. The site chosen as a base for the generation of future evolving scenarios consisted of a typical view from a farmland road representative of the area. This specific location was selected because no interesting landscape element had been recorded on this 8km road in the regional planning documents nor in any local tourist development strategy (Vouligny et al., 2009). Located exclusively in the plain, clay deposits have been designated to agricultural development. The resulting agricultural landscape is mainly associated with maize and soya production, the main activity in the area (Vouligny et al., 2009).

Realistic photo simulations of the landscape evolution of the study site were generated. An earlier analysis of the evolution of landscape patterns between 1983 and 2000 related to the forested area and vegetation cover and the physical variables associated to landscape variables was made by the team of the Landscape Chair of the Université de Montréal (Ruiz et al., 2008). This analysis helped to identify major features of the territorial agricultural development in the region, particularly in the expansion of the parcel and decrease woodlands. Combined with an analysis of aerial photo interpretation and a study of laws, programs and agricultural policies, four scenarios on a 20-year period were developed (Figure 5.2). After examining the actual situation, respondents were asked to evaluate four levels of agricultural landscape evolution, including a Status Quo scenario.

Each of these scenarios were presented with an image based on a real photograph of the initial situation, all other scenarios were adjusted with a photo editing software. Care was taken not to insert any sensational effects but, on the contrary, remain as close as possible to the various realities that could occur in these scenarios (Ruiz et al., 2008). In the questionnaire, three neutrally phrased sentences accompanied each picture qualifying the key changes.

In comparison to the initial situation, the Status Quo scenario establishes what could become the landscape if current development trends continue (Fig. 5.2a). The second scenario considers the laws, regulations and current programs that may affect the dynamics of landscapes (Fig. 5.2b). The main impact on landscape rests on respecting the actual legislation in Quebec regarding the riparian zones. For example, in all agricultural areas of the Province, Quebec regulations require farmers to keep a vegetated buffer near the river. Due to a lack of monitoring and control, in most of the cases, this policy is not upheld. The third scenario

results in the impacts on landscape aesthetics arising from the integration of the BMPs experimented in the RVP (Fig. 5.2c). The fourth scenario, a fictive program that we called “Environment Plus”, includes the RVP’s BMPs but with more specific landscape aesthetic actions (Fig. 5.2d). In the study site, these actions take the form of protection of woodlands, the modulation of the parcels sizes, the distribution of different types of crops and facilities to promote the elements valued by the population such as open views of the woodlands (Ruiz et al., 2008).

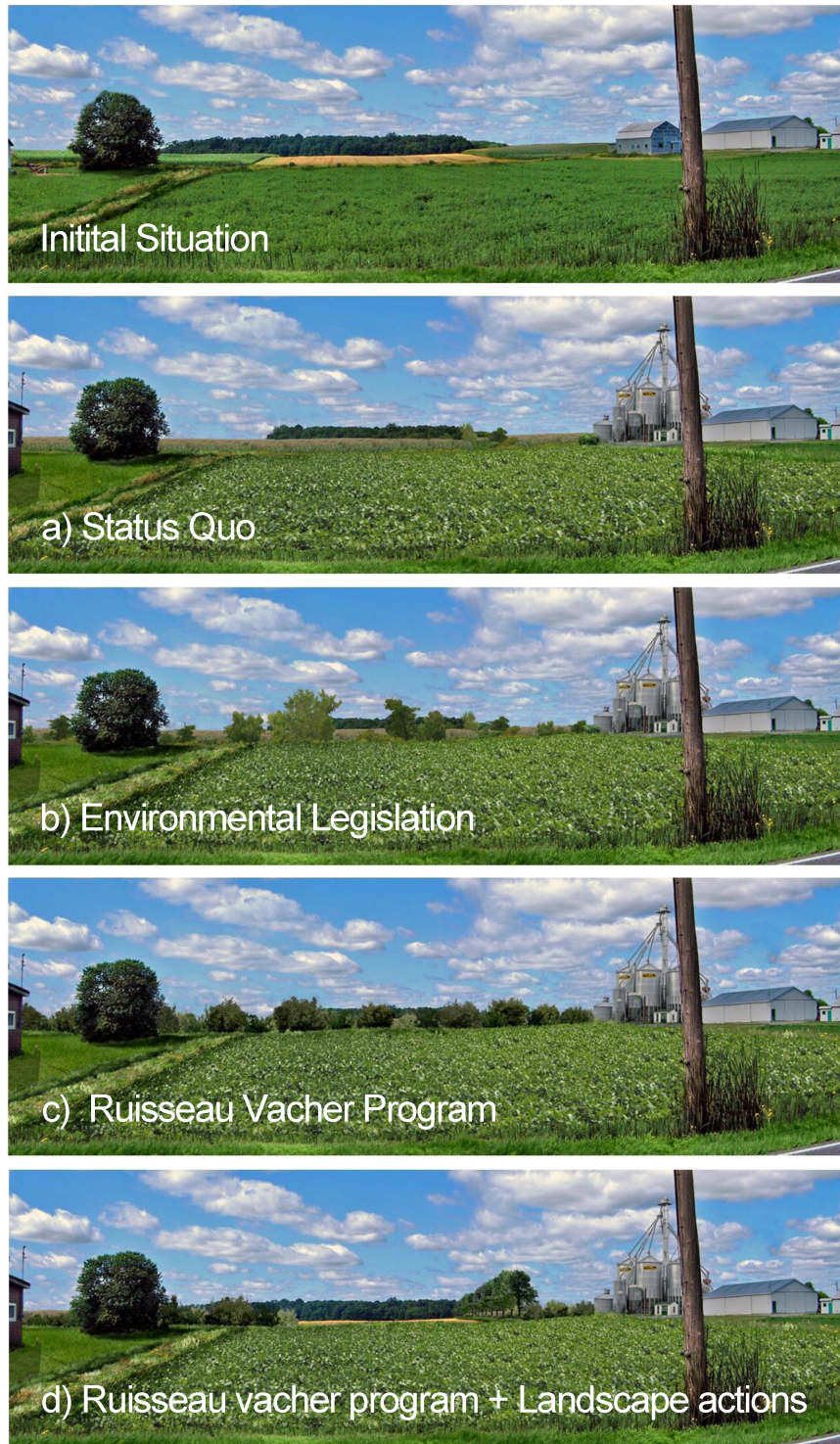


Figure 5.2. Scenarios of Changing Landscape Based on Photo-Realistic Simulations Used in the Contingent Valuation Method (partially adapted from Ruiz et al., 2008).

Respondents were then asked if they would pay for such changes to occur in a short/mid-term future. Those who answered affirmatively were asked in an open-ended CVM form how much they would be willing to pay as an additional component to the municipality water tax over a 5-year period regarding the three scenarios, considering that there is no additional cost for the Status Quo. This payment format can lead to protest answers. We added a follow-up question to understand the reasons that justified these protests.

5.3.3.2. Choice Experiment Method

The first step in the survey design was to choose the attributes reflecting specific ecological goods or services. According to Bateman et al. (2002), the number of attributes should vary from 4 to 6, which would allow scenarios to remain feasible for the respondents. These attributes were based on the analysis of the literature and the results of our focus groups. The selected attributes had to meet three conditions: 1) they had to be an ES and not another element of agriculture multifunctionality (e.g. employment, human health, dynamism of the rural community); 2) they had to be directly affected either positively or negatively by the BMPs implemented, and; 3) they could not have an existing price tag on a specific market (e.g. food, fibre, fuel). Added to the cost attribute, we selected water quality, diversity of landscape, fish diversity and bird diversity.

The levels that each attribute could reach in relation to the increasing quality of the environment were based on scientific literature and expert knowledge, and have been validated by academics and experts from specific fields (Table 5.1). This validation exercise allowed us to develop realistic alternatives related to the specific ecosystem context of the Ruisseau Vacher. Moreover, certain causal relations are less obvious than others, and expert

advice is one way to decrease uncertainties. In order to compare the results for landscape aesthetics from both valuation methods, the three levels of landscape diversity attributes in CE represent the same characteristics as the Status Quo, RVP and Environment Plus CVM's scenarios.

Table 5.1. Attributes and Levels Used in the Choice Experiment

Attributes	Definition	Levels
Water Quality	Depending on its quality, water can be used for different activities: boating (a), fishing (b), swimming (c)	High: a, b, c Medium: a, b Low: no activities
Fish Diversity	The number of fish species present in the brook that can be fished.	High: 13 species Medium: 7 species Low: 4 species
Bird Diversity	The possibility to observe birds of high or exceptional ornithological interest in the watershed area (0%: no interest birds can be seen; 100%, an interest bird is seen at each observation).	High: 70% Medium: 50% Low: 30%
Landscape Diversity	Diversification of landscapes within the parameters of riparian zones (a), windbreaks (b), crops diversification (c), open-sight on the landscape (d).	High: a, b, c, d Medium: a, b Low: -
Cost	Amount paid on the municipal taxes account each year during five years.	25\$, 75\$, 125\$

Scenarios were created following a statistical design respecting the orthogonality conditions for a separate and independent analysis of each of the attributes (Louviere et al., 2000). Of all the possible combinations, we used the SAS software to perform a factorial

design respecting the D-efficiency criteria to generate 18 orthogonal scenarios (Bateman et al., 2002). These 18 scenarios were organized in 6 blocks with 3 options and Status Quo, each following the recommendation of Rolfe and Bennett (2009). At the end, in the survey respondents were asked to choose between four alternatives, a status quo scenario where all attribute levels were lower but combined with zero cost and three scenarios where attributes varied randomly. Table 5.2 shows an example of choice scenarios presented to the respondents.

Table 5.2. Example of Scenarios Proposed in the Choice Experiment

If the four options below were the only possibility, which one would you choose?				
	Status quo	Option A	Option B	Option C
Water Quality Depending on its quality, water can be used for different activities: boating (a), fishing (b), swimming (c)	Low No Activities	Medium a, b	High a, b, c	Low No Activities
Fish Diversity The number of fish species present in the brook that can be fished.	Low 4 Species	High 13 Species	Low 4 Species	Medium 7 Species
Bird Diversity The possibility to observe birds of high or exceptional ornithological interest in the watershed area.	Low 30%	Low 30%	High 70%	Medium 50%
Landscape Diversity Diversification of landscapes within the parameters of riparian zones (a), windbreaks (b), crops diversification (c), open-sight on the landscape (d)	Low No Diversity	Low No Diversity	Medium a, b	High a, b, c, d
Cost Amount paid on the municipal taxes account each year during five years.	\$0	\$25	\$75	\$125

The web-based questionnaire was divided into three main sections. The first one probed respondents on their opinions, awareness and individual actions regarding the environment; the second was the valuation section containing both the CVM and CE in addition to their motivation with regards to their choices. The third part of the questionnaire dealt with the socio-economic and demographic dimensions.

5.3.3.3. Populations and Sampling Approach

Initial background populations consisted of all residents and farm operators in the Saint-Jacques region, but in order to capture the effect of distance to the site under study and represent both rural and urban populations, we enlarged the background population with two other sampling strata: residents of Repentigny and L'Assomption (20 to 35km downstream of the Ruisseau Vacher in the same larger watershed) and residents of Montreal (65km with no environmental connection to the study site).

A letter was mailed to all the residents and farm operators in the Saint-Jacques area. A sample of Repentigny and L'Assomption were randomly selected using postal code areas in November 2008. Respondents of Montreal were selected through various university mailing lists. In the initial contact, the study was presented and invited the recipients to answer the questionnaire on an identified website. For those interested to participate yet not willing or unable to use the Internet, we made available a toll-free phone number to request a hard copy of the questionnaire.

5.4. Results

5.4.1. Descriptive statistics

Of the 4400 invitations for survey mailed, 257 questionnaires were filled out and useable. This 6% response rate highlights the actual limits of our sampling approach. Mailing invitation normally shows low response rates (Bateman et al., 2002). In adding another step, respondents had to go on an internet site, this led to a more complex process. This strategy was chosen because there was no existing lists or email in the region, even in survey companies.

Our final sample consists of respondents from three distinct regions: Saint-Jacques (n=82), Repentigny (n=78) and Montreal (n=97). The sample technique shown was not random and therefore cannot and should not be considered as representative of any geographic scale but for the local context of the Ruisseau Vacher watershed. This lack of full-scale and probabilistic sampling has to be kept in mind when assessing the results.

The sample shows significant socio-demographic heterogeneity across sub-samples. Looking at income distribution, we observe that respondents from Saint-Jacques have a significantly lower gross household income in comparison to their Repentigny and Montreal counterparts. More than 50% of the respondents in Saint-Jacques have a household income lower than \$60,000. This figure is less than 40% for Repentigny and just over 45% for Montreal.

Age distribution presents a similar pattern, where Saint-Jacques respondents are typically older than Repentigny and Montreal respondents. However, the biggest difference in

our sub-samples resides in the level of education attained by the respondents. For Repentigny and Montreal, the majority of the respondents possess a university degree (close to 80% for Montreal) while this proportion reaches only 28% in Saint-Jacques. The sample shows a balanced sex distribution, with slightly more males than females.

The questionnaire also investigated respondents' habits in regards to the practice of environmental actions. Respondents were considered as pursuing environmental actions on a regular basis if they often practice three of the following actions: recycling, using public transportation, composting or donating to environmental organisations. The Saint-Jacques sub-sample performs environmentally better than respondents of Repentigny or Montreal.

5.4.2. WTP Estimates

5.4.2.1. Contingent Valuation Method

In the CVM, we consider that the only difference between Status Quo and evolution scenarios is the landscape aesthetics resulting from the integration of BMPs. Respondents were first asked whether they are “willing to pay for a program encouraging the farmers to adopt BMPs”. The respondent agreeing to pay for such a program was invited to state the amount he is willing to pay annually for a period of 5 years in order to finance the program. Following, Bateman et al. (2002) recommendations, we screened the sample for outliers and dropped any observations where stated WTP presented any of the following irregularities:

- 1) Stated WTP was more than \$1000 for any of the three program
- 2) Stated WTP was at least \$500 for all three scenarios while the respondent's household had revenues lower than \$60,000.

This screening procedure forced us to leave out seven observations from the CVM database that were considered as outliers.

Slightly more than half the respondents (51%) declared they were ready to pay for the adoption of practices that would improve the landscapes aesthetics. Table 5.3 presents the average WTP for the BMPs impacting landscape aesthetics for the three suggested scenarios. Considering only respondents willing to pay, we have an average WTP of \$65.78 for the respect of regulation scenario, \$92.59 for the Ruisseau Vacher Program and \$158.98 for the Environment Plus Program. Highest values associated with WTP for BMPs in all three scenarios are from Repentigny respondents. However, when we statistically test the WTP to pay according to the residential area of the respondents, we find no significant differences.

Table 5.3. Descriptive WTP statistics for the Open-ended CVM

Program	Mean	Std. Dev.	Median
Respect of Regulation	65.78	114.91	30.00 \$
Ruisseau Vacher Program	92.59	129.19	50.00 \$
Environment Plus Program	158.98	206.49	100.00 \$

In addition to the direct observation of the WTP, we present the results of a logistic model regression on the choice of giving money for the project or not, depending on observable characteristics. These estimates allow investigating what observable characteristics influence the individual decision. A Heckman two-step model of the WTP has also been used in order to estimate the observable characteristics explaining the decision to pay or not to pay, and the amount willing to be paid. For the Heckman two-step model, we normalize the WTP

data through a log-transformation of the WTP. Table 5.4 summarizes the results of both these regressions. It shows a high level of consistency between these two tests.

Table 5.4. Regression Estimates for the CVM

	Logit		Heckman two-step	
	Coefficient	Standard errors	Coefficient	Standard errors
Decision to pay				
Age	-0.206	0.098**	-0.137	0.061**
Sex	-0.018	0.277	0.028	0.170
Lower Income (< \$40,000)	0.491	0.354	0.274	0.220
Higher Income (> \$80,000)	0.414	0.326	0.291	0.204
Primary School	0.994	0.652	0.548	0.405
University Degree	1.068	0.325***	0.612	0.202***
Resident of Saint-Jacques	-0.001	0.427	-0.026	0.258
Resident of Repentigny	0.701	0.340**	0.421	0.215**
Env. Actions	0.546	0.290*	0.340	0.177*
Rec. Activities in Saint-Jacques	0.689	0.334**	0.390	0.215*
Constant	-0.672	0.558	-0.362	0.349
Amount willing to be paid				
Age			-0.113	0.505
Sex			0.201	0.360
Lower Income (< \$40,000)			0.128	1.088
Higher Income (> \$80,000)			0.394	1.106
Primary School			0.498	2.107
University Degree			1.037	2.233
Resident of Saint-Jacques			0.172	0.567
Resident of Repentigny			0.629	1.501
Env. Actions			0.580	1.302
Rec. Activities in Saint-Jacques			0.226	1.443
Constant			1.749	6.038

* Significant at 10% confidence level; ** Significant at 5% confidence level; *** Significant at 1 % confidence level

The age appears to be a negative and significant determinant of the decision to pay as shown by the Logit analysis. The level of education as well as the commitment to environmental actions is positively correlated with decision to pay for BMPs. Living in Repentigny is also correlated with a positive decision to pay. The Heckman two-step model

shows that no observable characteristics can guide us in inferring the WTP. This result could be caused by our sample being too small.

5.4.2.2. Choice Experiment

We then ranked the valuation of landscape aesthetic relative to other ES associated with BMPs. To do so, we turned to a choice-based CE to elicit the preferences of agents for each specific environmental attributes of the projects. In 6 choice sets, the respondent was presented three different scenarios plus the Status Quo. Therefore, for each individual we have 24 (6 choice sets x 4 scenarios) observations. Table 5.5 presents the results of the conditional Logit analysis. As expected, the price negatively affects the choice of a scenario; the higher the price is, the lower the probability will be that an agent selects a scenario, everything else being equal.

Moreover, a higher level of an attribute (except for bird diversity) will increase the probability a respondent will choose the scenario. Coherent with the results from the CVM we find that the probability for a scenario to be chosen diminishes the older the individual is. This relation stands true only for the landscape and water quality attributes. Results also indicate that respondents doing recreational activities in the Saint-Jacques region have a greater probability of selecting an alternative if it generates higher fish diversity. One can believe that fish diversity could generate new opportunities for recreational fishing in the region. Obviously, these new opportunities are much more interesting for users than for non-users.

Table 5.5. Estimation of WTP for the Choice Experiment using Conditional Logistic

Regression

	Coefficients		Std. Err.					
	Coef.	Std. Err.	Coef.	Std. Err.	Coef.	Std. Err.	Coef.	Std. Err.
ASC	0.409				0.340			
Price	-0.005***				0.001			
			Water	Fish diversity	Bird diversity	Landscape aesthetics		
Attribute	1.311***	0.284	0.126	0.085	-0.147***	0.056	0.645***	0.165
Attribute x Age	-0.011***	0.003	-0.001	0.001	0.000	0.001	-0.007***	0.002
Attribute x Sex	0.141	0.103	0.037	0.029	0.025	0.021	-0.016	0.060
Attribute x Education	-0.018	0.014	0.003	0.005	0.007***	0.003	0.010	0.009
Attribute x Income	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000**	0.000	0.000	0.000
Attribute x Env. Actions	0.108	0.096	-0.021	0.029	0.010	0.019	0.140**	0.056
Attribute x Rural	-0.384***	0.129	-0.093**	0.043	-0.018	0.030	-0.081	0.086
Attribute x Saint-Jacques								
Activity	0.105	0.117	0.062*	0.034	0.003	0.019	0.122	0.078
Attribute x Residing in Saint-Jacques	-0.115	0.142	-0.004	0.043	0.061**	0.025	-0.177**	0.087
Attribute x Residing in Repentigny	-0.120	0.122	-0.035	0.033	0.018	0.023	-0.125*	0.074

Note: Robust standard errors in parenthesis ; * Significant at 10% confidence level; ** Significant at 5% confidence level; *** Significant at 1 % confidence level

WTP values were then computed by using the marginal rate of substitution at the mean value. Marginal WTP are calculated by dividing the total coefficient of each attribute by the coefficient on price. More precisely:

$$WTP_{marginal} = -(\beta_{attribute} / \beta_{price}) \tag{5.5}$$

The result indicates the WTP on average to obtain an increase in the quality of a given attribute by one unit. The implicit prices derived are varying from just under \$9.00 for bird diversity to \$128.00 for water quality.

Table 5.6 resumes the WTP from the CE method using the conditional logistic estimation. We also provide estimates from alternative estimation models, namely a basic conditional logistic model with no interaction terms and a random parameter logistic model in order to relax the assumption of independence of irrelevant alternatives (IIA)⁷. Total WTP are calculated for all four attributes according to the improvement scenarios proposed in the survey. These estimates give us the implicit ranking of all the four attributes. The respondents showed greater interest to the water quality attribute, followed by landscape and fish diversity and cared marginally with bird diversity. This low valuation could explain by cultural factors or by the fact that some could consider diversity of birds as a part of the visual landscape.

⁷ We tested the IIA assumption by using the Hausman-McFadden test of the Conditional Logit model. This was done by removing one alternative at a time (18 alternatives + status quo), re-estimating the model and comparing the estimates with the full model. 10 out of the 19 tests rejected the null hypothesis of IIA. However, the reader should keep in mind that the Hausman-McFadden test has been contested by a number of authors and most notably by McFadden himself. Instead of using such ex-post investigation, he suggested that the conditional Logit model should be used only in cases where the alternatives “can plausibly be assumed to be distinct and weighted independently in the eyes of each decision maker” (McFadden, 1974). This is why we also present the random parameter Logit in order to relax the rigid IIA assumption.

Table 5.6. Total WTP from Choice Experiment

	Basic conditional	Cond. Logit W.	Random Parameter	Rank
	Logit	Multiplicative terms	Logit (simple)	
Water quality	\$385.09	\$399.28	\$402.46	1
95 % CI	(245.88 – 782.69)	(256.58 – 910.06)	(288.97 – 608.01)	
Fish biodiversity	\$242.30	\$262.65	\$200.63	3
95 % CI	(149.51 – 511.90)	(159.59 – 593.30)	(144.28 – 303.51)	
Bird biodiversity	\$94.27	\$84.26	\$85.45	4
95 % CI	(49.21 – 208.07)	(42.48 – 222.05)	(50.47 – 138.98)	
Landscape esthetics	\$354.25	\$363.71	\$332.88	2
95 % CI	(228.40 – 709.98)	(233.08 – 811.36)	(236.81 – 506.58)	

5.5. Discussion and Conclusion

The results corroborate several studies of agricultural spaces where non-market economic value of aesthetic quality of agricultural landscape had been recognized. For example, in studying rural landscape features on farms in Ireland, Campbell (2007) found a WTP between 90 and 210 €/year for an improvement of agri-environmental practices (cultural heritage, stonewalls, farmyard tidiness and mountain land). In the southern part of Finland, Grammatikopoulou et al. (2013) found an average WTP of 121 €/household for diversity of crops, grazing animals, water buffer zones and renovated production buildings. In the same way, Hanley et al. (1998) measure a WTP of 107.55 £/household/year for policy that preserves traditional Scottish agriculture and Marangon and Visintin (2007) calculate 239 and 38 €/household/year for residents and non-residents in order to protect the diversity of traditional agricultural landscape in Slovenia and from 72 to 396 €/household/year to protect hill viticulture in Italy. In addition to valuation studies, several studies based on non-economic

methodologies also conclude in significant and positive appreciation of landscape and other benefits of agri-environmental practices (see those reviewed by Hall et al., 2004). The hierarchy of the valued elements is consistent with the literature where water quality usually generates a higher WTP than the diversity or aesthetics of landscape (Hall et al., 2004), especially for the concerned population.

The main concern in generalizing the results of this study to a background population is the high non-response rate of our questionnaire and the lack of full-scale surveying and probabilistic sampling. Even though questionnaires were sent to all the residents of the Saint-Jacques region, by randomly selecting postal codes across the population for Repentigny, L'Assomption and email contacts for Montreal, the characteristics of the sample may have been biased by the low response-rate. Indeed, respondents could share common socio-economic characteristics that are not representative of the rest of the population (or non-respondents). This is especially true for the Montreal sub-sample. For example, 80% of participants from Montreal have a university degree, clearly over-representing this group of the population and explained by the type of mailing list used. This could lead to upward-biased WTP estimates since more educated individuals tend to prefer more natural landscapes like those proposed in environmental programs (Yu, 1995, Howley, 2011, Howley et al., 2012). This shortcoming is the main reason why we avoid aggregating the estimated WTP to any of the background populations.

5.5.1. WTP Comparison

Remembering that total WTP from the CVM for landscape aesthetics was slightly lower than \$160, WTP is on average about twice higher when using the choice-based CE method. This is not a surprising conclusion and is rather coherent with the literature, where open-ended WTP tend to give underestimated values of WTP in comparison to choice-based CE (Adamowicz et al., 1998, Jin et al., 2006, Veisten, 2007).

Numerous studies, performed in different contexts, draw a comparison between CV and CE. Some authors found either greater estimates in CE (e.g. Hanley et al., 1998, Stevens et al., 2000, Veisten, 2007), in CVM (Boxall et al., 1996) or no significant differences (e.g. Adamowicz et al., 1998, Colombo et al., 2005, Jin et al., 2006, Mogas et al., 2006). However, investigation of differences across CVM question format suggests that open-ended questions generate lower WTP estimates than close-ended questions (see for example Brown et al., 1996). Therefore, even though the comparison between CVM and CE is still debated in the literature, we should expect that an open-ended CVM study yield lower WTP than a CE study. Many factors could explain the observed differences between open-ended CVM and CE estimates of WTP. We can expect that different framing of questions and choices naturally leads to different results in CE and CVM. From a cognitive point of view, it is easier for a respondent to make a choice between options rather than to come up with a price “out of the blue” reflecting his own maximum willingness to pay (Hanemann, 1994). More precisely, CE is generally assumed to have better incentive properties than open-ended CVM (Carson and Groves, 2007). Moreover, in terms of ‘mimicking’ markets, CE elicitation is much closer to how markets operate, where transactions involve deciding whether or not to buy goods at

fixed prices, than open-ended CVM where the respondent has to state monetary values directly (Bateman et al., 2002). Many other explanations have also been studied in order to explain the gap between CVM and CE estimates. For example, Sælensmide (2002) found that the failure to exclude inconsistent choices in stated choice studies resulted in a substantially higher valuation. Whether one method can be taken as better than another will depend on the context and the objective of the study, both methods having their advantages and shortcomings.

The use of an open-ended CV could be questioned considering that preference revelation is known to be different from different question formats. While the use of open-ended format can be useful to avoid yea-saying biases (Kanninen, 1995) and to define equally valid bid level vectors through different valuation sites (Bateman and Willis, 1999), many recommendations support the use of close-ended questions (Arrow et al., 1993, Adamowicz et al., 1998, McCollum and Boyle, 2005, Jin et al., 2006). The free-riding effect, starting point bias and strategic overstatement attributed to open-ended questions can be avoided by the close-ended format and thus consequently furnish more reliable estimates (Arrow et al., 1993, McCollum and Boyle, 2005).

Many authors consider that the CE also has the ability to avoid certain bias associated with the CVM (e.g. Adamowicz et al., 1998, Bateman et al., 2002). This is explained by the fact that the respondents in a CE survey are asked to decide on their preferences for different alternatives from a set of scenarios that are associated with different payments. With the repetition of the exercise, it would be difficult for a respondent to maintain a consistent strategic thinking (Bateman et al., 2002).

5.5.2. Policy Implication of Landscape Aesthetics Valuation

If the protection of exceptional and remarkable landscapes is not (or less) questionable, they are no longer the only ones needing recognition. Most of the agricultural landscapes are common or ordinary landscapes, especially in areas of intensive agriculture, but in accordance with the results of this study, we cannot ignore that they are subject to a significant social demand.

In a recent study, Bateman et al. (2013) show that land-use decisions based on market prices alone can reduce the overall value of the sum of agricultural and the value of ecosystem services on a large scale (United Kingdom). Their results point out an inclusion of agricultural multifunctionality in the long-term decision-making processes. They call for better integration of agriculture practices enhancing ES provision. However, we can ask what kind of policies optimizes positive landscape externalities?

The decoupling approach of the European Common Agricultural Policy changed the basis of direct support from a commodity output to support based on a single payment scheme with the aim of favouring the development multifunctionality of agriculture – water management and quality, biodiversity, landscape and soil conservation (Phelps, 2007). However, Brady et al. (2009) showed that in some regions, decoupling is resulting in land abandonment or grassland homogenization that leads to loss in landscape diversity and biodiversity. In the same way, current Quebec and Canada policies that aim to implement BMPs consider landscape aesthetics as externalities and do not manage them specifically. Paradoxically, if BMPs aim to generate greater social benefits, one of the most valued (i.e. landscape) is not included in the design, planning and management of these policies. This is a

reminder that the traditional agri-environmental policies on a nation's scale are not fully adapted and efficient enough to provide the ES that are consistent with a population's preferences.

Under these circumstances, new tools, more spatially differentiated and context specific designed need to be considered. The results provided by this study give interesting insights for further agri-environmental policies aiming in that direction. We showed that landscape aesthetics is one of the most preferred benefits arising from BMPs. This identifies a better inclusion of landscape planning in the management of agriculture towards the implementation of BMPs. We also provide economical valuation for different landscape evolution scenarios and for ES generated in agricultural systems, which could be useful for policy-makers in order to create locally designed payment schemes for agricultural landscape services.

Note : les références citées dans cet article ont été regroupées dans la bibliographie

Chapitre 6 : The Value of Wetlands in Quebec : a Study Based on the Contingent Valuation and Choice Experiment Methods.

Cet article a été soumis dans:

He, J., Dupras, J., Poder, T. The Value of Wetlands in Quebec : a Study Based on the Contingent Valuation and Choice Experiment Methods. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroéconomie*.

6.1. Abstract

This study aims to evaluate the non-market values of the ecosystem services generated by wetlands in Southern Quebec. To accomplish this, we evaluated the value of wetland services related to 1) habitat for biodiversity, 2) flood control, 3) water quality and 4) climate regulation. Two non-market valuation methods are proposed, Contingent Valuation (CV) and Choice Experiment (CE). Our study aims to measure both the population's willingness to pay for wetland preservation and restoration and to understand which environmental attributes and socio-economic characteristics motivate people's responses. We also compared the results of these two methods. We hope that the results of this study will help to advance our understanding of how wetlands contribute to the welfare of Quebec communities and to promote the integration of these values into the laws, policies and regulations that govern land use in Quebec.

6.2. Introduction

Wetlands are among the most important and productive natural systems on the planet. Canada hosts 25% of the planet's wetlands (127 million hectares, Environnement Canada, 2004). In urban areas, however, their extent has been reduced by 80 to 98% over the last two centuries because of drainage, filling or direct destruction (Environnement Canada, 1991). The Canadian situation is representative of the trends throughout Quebec, where conversion of wetlands to other uses has been widely observed. The province currently has 17 million hectares of wetlands. In areas where development pressure are intense (approximately 10% of the territory of the province of Quebec), their loss over the past 40 years has been very high and often close to 50% (Joly et al., 2008).

In Southern Quebec, particularly in the lowlands of the St. Lawrence River, which is the most populated area of Quebec, the conflicting priorities between the protection of natural environments and their conversion to other uses is even more intense. Urbanization, development of naval and road networks and agriculture lead to fragmentation and changes in land use (Paquette and Domon, 2003, Jean and Létourneau, 2011). Southern Quebec, however, also happens to be the area with the greatest biodiversity in Quebec and the best agricultural land, realities that exacerbate tensions between users. Over the past 40 years, the St. Lawrence River Lowlands have lost more than 45% of their wetlands, and 65% of the remaining areas have been disrupted by human activities (Joly et al., 2008). In addition, wetlands host 38% of species at risk and 25% of the rare vascular plants in Quebec (Canards Illimités Canada, 2011). If the loss of wetlands reduces biodiversity in the short term and impairs multiple ecological functions and services in the mid to long term, this habitat destruction will also

weaken the resilience of communities to various pressures such as climate change, which will change the incidence and intensity of rainfall and floods and alter temperatures (Brinson and Malwares, 2002, Wang et al., 2008).

The economic explanation for the significant loss of wetlands is that the private net benefits of converting the wetlands to other uses are in most cases higher than the net private benefits of conservation (Pattison et al., 2011). This individual benefit calculation does not include the value of the ecosystem services (ES) that wetlands provide to communities, often in the form of positive externalities beyond the scope of private benefits. Among the ES most frequently associated with wetlands are water purification and supply, flood control, erosion control, carbon storage and sequestration and habitat for biodiversity (Joly et al., 2008, Birol et al., 2009).

This paper aims to assess the non-market values of some of these ES generated by wetland ecosystems in Southern Quebec. To our knowledge, there has been no previous such study for the province of Quebec, though Pattison et al. (2011) estimated the value of wetlands in Manitoba and Lantz et al. (2013) evaluated the social benefit of the wetland conservation in the wetland of the southern Ontario, both based on the contingent valuation method. In addition to providing the first case study of the wetlands-related valuation for Quebec, this study will also allow us to compare our results with those of Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013) and to verify whether the results are transferable between provinces of different geographical, climatic, demographic and economic characteristics. These last variables are elements of particular interest in many meta-analyses of wetland economic value, such as those by Brander et al. (2006) and Germandi et al. (2010).

This study evaluates the value of four services provided by wetlands: 1) habitat for

biodiversity, 2) flood control, 3) water quality, and 4) the regulation of climate via two non-market valuation methods, contingent valuation (CV) and choice experiment (CE). These four aspects of attributes were also evaluated in Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013). Using both methods in our paper allows us to measure both the willingness to pay (WTP) for an explicit wetlands preservation and restoration program and to understand the marginal WTP for various environmental attributes. We also compare the results of these two methods.

This paper is presented in the following manner. Section 6.3 presents a brief literature review on previous valuation studies that have been applied to the ecological services provided by wetlands in the world and in Canada and the comparative studies between CV and CE methods. Section 6.4 provides the empirical design used in our study. Section 6.5 discusses the details of the survey. Section 6.6 provides details on the data and we present and discuss the empirical results in Section 6.7. Finally, we offer conclusions in Section 6.8.

6.3. Literature review

Since the publication of the first study on the value of wetlands by Hammack and Brown in 1974, numerous studies have focused on this issue. As identified in Ghermandi et al. (2010), between 1974 and 2009, more than 170 studies on 186 different sites were conducted to assess the non-market benefits of wetlands. Though several studies on the value of wetlands have been carried out for North American areas, only Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013) focus on wetlands in Canada. Based on the CV method, Pattison et al. (2011) evaluated the preferences of Manitobans for restoring wetlands to the level of 1968, by focusing on the hypothetical improvements in flood control, habitat for biodiversity, soil erosion control,

climate regulation and water quality. Lantz et al. (2013) estimated the social benefits of wetland conservation in Credit River watershed, located in Southern Ontario. Also based on the CV method, this study evaluates the willingness to pay of the respondents for the improvements in flood control, water quality, wildlife habitat and carbon storage.

In our study, we use both the CV and CE methods. The CV method has been used for decades to measure the value of services provided by nature (Davis, 1963). Most widely used since the 1980s, this technique is suitable for assessing the value of ES from a global perspective. On the other hand, the CE method was developed to estimate the value for separate components of a wider whole improvement scenario (Louviere et al., 2000).

Both methods offer specific advantages in the context of the management of public projects. CV proves to be an appropriate technique to evaluate whole scenarios, for example through cost-benefit analyses. By identifying the specific preferences of the population for different components of a project, the results of CE allow the decision-maker to prioritize certain aspects, particularly in a context of fiscal constraint.

Both methods also have limitations. In CV, besides the biases associated with the creation of a simulated market (e.g., hypothetical bias, strategic responses, scoping, warm glow), one limitation particularly associated with this method is the difficulty of applying the results to reality (Venkatachalam, 2004). It assesses the value of a bundle of ES, which are sometimes difficult to dissociate. Moreover, this “inclusion effect” can act as a complicating element in respondents’ assessment: several attributes and levels combined into a single object may render a detailed understanding of the relationship between utility and modulation of the environment difficult. One resulting bias is the so-called “part-whole” bias (Kahneman and Knetsch, 1992), which indicates the possibility that a respondent may bid for a more inclusive

category of the goods being valued, rather than the goods themselves. Another example was raised by Boxall et al. (1996). Their CV study reported a WTP 20 times higher than the choice experiment exercise. One explanation that they provided is the possibility for the respondents in a CV study to ignore the existence of substitute, given the complexity of the combined hypothetical scenario.

These limitations may be partly addressed, at least theoretically, by the CE method (Hanley et al., 1998, Goldberg and Roosen, 2007). Indeed, the decomposition of the environmental object into attributes and levels allows respondents to identify the marginal value for each of the attributes and therefore facilitates the comparison of their relative importance (e.g., Adamowicz et al., 1998, Hanley et al., 1998). This avenue is of particular interest in view of the design of public policy where the decision-maker can juggle various combinations of attributes and levels and therefore measure effects more accurately (Hanley et al., 1998, Christie and Azevedo, 2002, Mogas et al., 2005).

However, even if the marginal estimate of attributes' value can be extrapolated and used to generate other evolutionary scenarios, it may be more difficult to aggregate a total value. Hanley et al. (1998) underlined their concerns over whether the essential nature of an environment asset, especially a wetland, can be simply described in terms of its individual components. The value of the wetland in total may be greater than the simple sum of the value of its attributes. On the other hand, some authors have found that when the two evaluation methods are based on the same scenario, the sum of the values of CE attributes can generate a higher value than that proposed by the CV overall value. Hanemann (1994) suggested that the substitution effect and decreasing marginal rates cannot be captured by the marginal utility value obtained by the CE for each attribute.

To allow efficient comparisons and avoid the problem identified by Hanley et al. (1998), most recent studies comparing these two valuation methods have chosen to use exactly the same scenario. This involves specifying the attributes and their levels in the hypothetical environmental improvement scenario in the CV survey, instead of simply giving a general description of the improved conditions. On the other hand, some studies (Mogas et al., 2006, Colombo et al., 2006) have also stressed the importance of working with a fully specified model with the data obtained by the CE to ensure an efficient comparability with those of the CV (Colombo et al., 2006). Following this idea, Christie and Azevedo (2009) further proposed to use repeated CV scenarios to provide comparable attributes in addition to the cost. In turn, Mogas et al. (2009) used double CV scenarios to test the feasibility of combining the two approaches by using the CV estimates to value a base scenario and then using the CE results to adjust the base values according to any new additional changes in the scenario.

Despite the many ideas already proposed and used to compare the two approaches (Colombo et al., 2006, Christie and Azevedo 2009, Mogas et al., 2009), there is still a discrepancy in the literature on the comparability of their WTP estimates. Some studies show a higher WTP in the CE than in the CV (Hanley et al., 1998, Stevens et al., 2000, Christie and Azevedo, 2002, Mourato and Foster, 2003, Christie et al., 2004, Mathews et al., 2004, Hasler et al 2005, Traversi and Nijkamp 2004, Kimenju et al 2005). In contrast, some studies have documented the opposite trend (Boxall et al 1996), and yet others have concluded that the difference between the two to be insignificant (Lockwood and Carberry 1998, Adamowicz et al., 1998, Colombo et al., 2005, Jin et al., 2006, Mogas et al., 2006). The resolution of this issue is of great importance because it is directly related to the convergent validity of the results (Mitchell and Carson, 1989). Passing the convergent validity test would mean a failure

to reject the null hypothesis of no significant difference between the two estimates and is seen by many as a useful measure of the validity of the stated preference estimates (Lockwood and Carberry, 1999, Colombo al., 2006, Mogas et al., 2005)⁸.

Moreover, despite the similar theoretical foundations of the approaches, a number of authors prefer to differentiate the two methods according to what is emphasized by the respondents and the related psychological impact that they feel when they answer the valuation question. According to these authors, the WTP question in CE surveys provides the respondents with a more natural context to maximize their utility improvement by providing the trade-off between the proposed attribute improvement and the related cost in a more balanced way (McKenzie, 1993). In contrast, in a CV, the focus is potentially placed more on the monetary attributes than on the environmental improvement scenario, which leads the respondents to give more consideration to their budget constraints (McKenzie, 1993, Birol et al., 2009). This might be another explanation for the inclusion effect or the “part-whole” bias as mentioned above.

6.4. Empirical design

6.4.1. Wetland Restoration Scenario

To generate wetland restoration scenarios, we first needed to know the size of the current stock of wetlands in the south of Quebec and their historical rate of loss. Despite some

⁸ However, we cannot reject the possibility that both estimates are equally wrong, just as indicated in Hanley and Spash (1994).

studies on this issue, it is difficult to identify a precise historical trend in terms of wetlands located in populated areas of Quebec. While wetlands represent a little more than 10% of Quebec's territory (17 million hectares), most are located in the sparsely inhabited northern region (MDDEFP, 2013b). Figure 6.1 presents the study area, where the wetlands and their density are illustrated by the intensity of blue color. We observe that most of these wetlands are located in regions with relatively low population density along the St. Lawrence River and concentrated in the boreal forest belt (northern part of the study area).

We chose to use a total area of 400,000 hectares to represent the wetland area in Southern Quebec (Olar and Sauvé, 2010). As reported in Joly et al. (2008), during the past 40 years, the lowlands of the St. Lawrence River (LSLR) have lost more than 45% of their superficies, and 65% of the remaining areas are disturbed by human activities. In our study, the most optimal scenario of protection and restoration of wetlands proposed to the respondents is based on a reversal of this situation and thus a doubling of current wetland areas, i.e. an increase of the area of 400,000 hectares.⁹

⁹ The scale of wetland restoration proposed in our study, seemingly large, is comparable to the 100% restoration scenario used in Pattison et al. (2011) for the Manitoban wetlands case, which proposes an increase of wetland area of 407,000 acres, equal to 164,707 hectares.

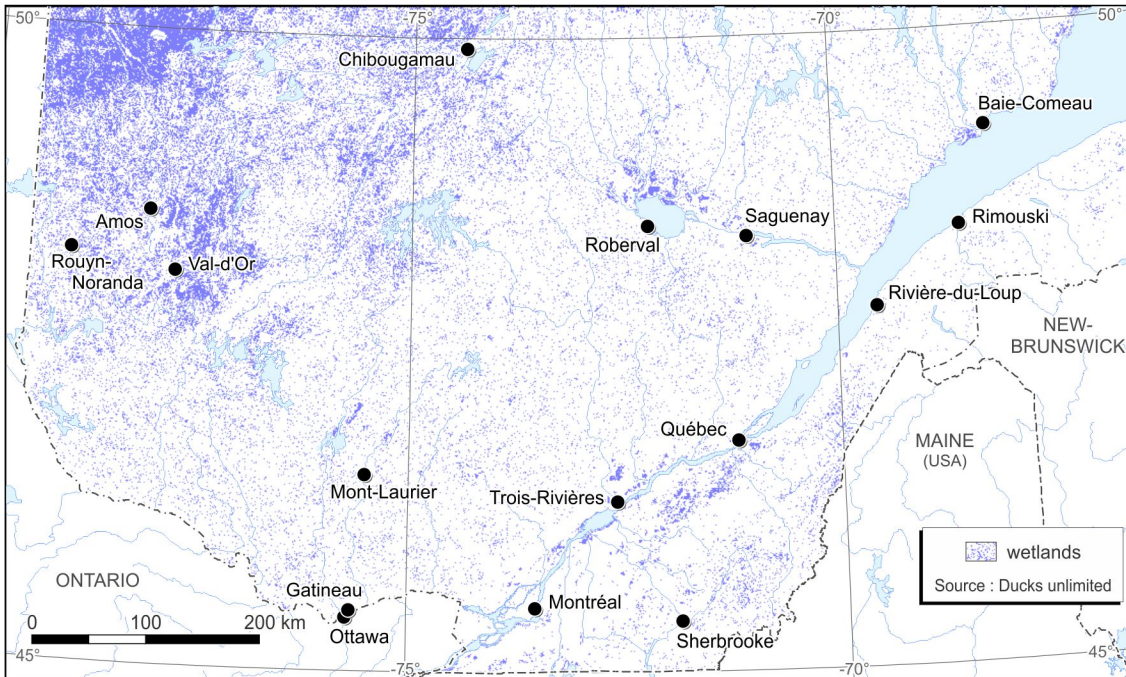


Figure 6.1. Mapping of Southern Quebec's Wetlands

6.4.2. Selection of Attributes and Levels

To help respondents better understand the consequences related to the change of wetland area, as Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013), we describe the present and hypothetically improved condition of the wetlands by the four selected ecosystem services: 1) habitat for biodiversity, 2) flood control, 3) water quality and 4) climate regulation through carbon sequestration. These services were selected according to their relative importance in the overall services provided by wetlands, the possibility of a relatively good understanding by the general public, their ubiquity in wetlands covered by our study and the accessibility of data. In addition, as reported by Verhoeven et al. (2006), the majority of wetland restoration

cases have focused on these four services, such as Lantz et al. (2013). Table 6.1 shows the attributes and levels selected for this study.

Table 6.1. Attributes and Levels Used in the Construction of Scenarios

Attributes	Definition	Levels
Biodiversity Habitat	The ability to provide habitat and preserve a large number of plants, insects and animals. The more the medium fulfils its function, the less species found are vulnerable or endangered.	Low: 90 vulnerable or endangered species; Medium: 60 vulnerable or endangered species; High: 30 vulnerable or endangered species.
Flood Protection	The ability to retain water and to reduce the potential for flooding during heavy rains.	Low: 14 catastrophic flooding in 10 years; Medium: 10 catastrophic flooding in 10 years; High: 6 catastrophic flooding in 10 years.
Water Quality	The ability to filter sediment and pollutants to ensure water quality in rivers and lakes.	Low: 100 cfu of fecal coliforms per 100ml (unsuitable for any use) Medium: between 1 and 100 cfu of fecal coliforms per 100ml (some activities are possible) High: less than 1 cfu of fecal coliforms per 100ml (drinkable water)
Climate Regulation	Wetlands act as carbon sinks to capture CO ₂ emitted into the atmosphere.	Low: equivalent to 30,000 cars removed from circulation in Quebec; Medium: equivalent to 45,000 cars removed from circulation in Quebec; High: equivalent to 60,000 cars removed from circulation in Quebec.
Annual Cost	An annual supplement of municipal taxes on water and sanitation (paid directly to the municipality by the owners and an increase in the tenants' rent).	\$5, 10, 15, 25, 40, 60, 80 or 150

We used the number of threatened species to represent biodiversity. The high pressures on wetlands in inhabited areas have resulted in a growing number of threatened species. Among the 736 plant or animal species that are threatened, vulnerable or likely to be threatened in Quebec (MDDEFP, 2013c, MRN, 2013), a large portion is associated with the loss of biodiversity in wetlands. Ducks Unlimited Canada (Canards Illimités Canada, 2011) estimated that 25 to 38% of threatened species are found in wetlands. The Quebec Government considers that half of the plant species with precarious status depend on wetland and riparian areas (information from MDDEP: <http://grandquebec.com/eaux-du-quebec/les-milieux-humides/>). In the absence of accurate data on the number of threatened species found in the wetlands located in residential areas of Southern Quebec and the effects of restoration on the reduction of endangered species, we determined the biodiversity in our scenario by using the case of the Yamaska River watershed. This watershed is typical of the dynamics observed in LSLR and, more generally, of the situation in Southern Quebec. A total of 62 plant species and 26 animal species with special status are found in this watershed (information from OBV Yamaska: http://www.obv-yamaska.qc.ca/files/Portrait_2.pdf). We transposed these values to the Quebec scale, and distinguished three levels of biodiversity. At the low level, 90 of the wetland species merit a particular conservation status. At the medium level, this number is reduced to 60 species, and at the high level, only 30 species are considered sensitive.

Flood control by wetlands represents their capacity to act as a buffer that stores water and reduces the flow. Floods are the most recurrent natural disasters in Quebec and represent the main risk to communities and the developed environment in Canada (INSPQ, 2013). In fact, 80% of municipalities in the vicinity of rivers are affected by these events. In Quebec, 27

catastrophic floods have occurred between 1990 and 2010, with an average annual cost of 10 to 15 million dollars (INSPQ, 2013). Recognizing that wetlands can reduce the changes caused by floods by approximately 50% (Canards Illimités Canada, ND), we determined the risk levels of flooding in Quebec over a period of 10 years in three levels: 14 events of catastrophic proportion due to low level flood control, 10 due to medium level control and 6 due to high level control, where the high-level situation corresponds to about a 50% reduction of flood risk.

Wetlands are natural filters. They serve as retention basins for sedimentation of suspended particles that may contain several types of chemical contaminants, metals and other pollutants. They also metabolize certain organic or inorganic pollutants such as phosphorus and nitrogen (Ardon et al., 2010). To establish levels of water quality and associated uses, we used a conservative adaptation of the water quality reference index by the Government of Quebec (MDDEFP, 2013d), in which water is considered excellent (drinkable) if it contains less than 1 unit of fecal coliforms (cfu) per 100 ml, and it is considered good if it contains less than 100 cfu/100 ml, allowing for recreational activities such as swimming but not for drinking. Water quality is bad if it contains more than 100 cfu/100 ml and is unsuitable for any purpose.

The carbon sequestration and storage by wetlands contribute to climate regulation and mitigates the effects of climate change. For the proposed scenarios, we used only values for carbon sequestration. The annual rate of capture by wetlands in Southern Quebec is estimated at 0.3 t/ha (Ju and Chen, 2005). To facilitate the respondents' understanding of this attribute, we symbolized the service in terms of the equivalent number of cars taken off the road. Considering that a car emits 4 t/CO₂/year for a 20,000 km use (Ressources naturelles Canada,

2013), the 400,000 ha of existing wetlands sequester the equivalent of approximately 30,000 cars. We have set the levels of this attribute to 30,000 cars off the road for the low level, 45,000 for the medium level and 60,000 for the high level.

Finally, to estimate the willingness to pay the cost associated with these improvements, respondents were asked to pay a recurring increase in their annual water and sanitation tax over an indefinite period. The reason for directly choosing a perpetual increase of annual water and sanitation tax is based on three considerations. Firstly, the maintaining and restoration of the wetlands requires long-term consistent actions and programs, we therefore believe that suggesting an increase of the annual tax over a long period sends a stronger signal regarding the reliability of the proposed program. Secondly, in most cases, the variations in annual municipal taxes in Quebec in most of the case are unpredictable, depending on the election promises and the weather hazards such as snow-cleaning, which can significantly affect a variation in the expenditures of the cities. Thirdly, most of the previous studies, for reasons of comparison with wetland management costs, often calculated on a yearly basis, needed to convert their social benefit to perpetual annual payment. Such conversion requires strong assumptions in the choice of discount rate, which can significantly affect the final value of annual payments. We therefore decided to calculate the annual payment proposed to the respondents based on the cost associated with the different scenarios, which was calculated according to the necessary purchase and maintenance costs in doubling the area of wetlands in Southern Quebec (adding 400,000 hectares). Based on a period of 50 years, we estimated the price between 10,000 and 15,000 \$/ha, following the €10,000 proposed for the acquisition and maintenance of one hectare in France by the General Commission for Sustainable Development (Commissariat Général au Développement Durable 2010). Thus, the average

annual cost per household for the entire territory covered is approximately \$30 at constant price, or about \$45 at current price based on the average Consumer Price Index deflator between 2002-2012, at 1.9% (Statistics Canada), or \$80 with a discount rate of 5%.^{10,11} Based on this benchmark, we have developed a spectrum of values ranging between \$5 and \$150 (\$5, 10, 15, 25, 40, 60, 80, 150). It is noteworthy that in our study, the proposed prices are much lower than those in Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013). This is motivated by the initial concern of our study to determine whether the social benefits can justify the cost of the restoration. As we can see later on, the low prices offered by our study, however, did not restrict the Quebecers WTP for the wetlands restoration. Nevertheless, considering that our proposed price range does not cover more than what the respondents are willing to pay, the average WTP proposed in this study may have an upward bias due to the “thick” tail of the response distribution at the highest tax increase endpoints.

6.4.3. Design of the Contingent Valuation Method

In the CV study, respondents were asked to consider the improvement of the overall situation of wetlands in populated areas of Quebec. Our questionnaire provided an optimistic wetland restoration program compared to the BAU scenario. The highest levels for the

¹⁰ The total cost of recovering the 400,000 hectares of wetlands in Quebec is equal to $13,500 \text{ \$/ha} \times 400,000 \text{ ha} = \$5,400,000,000$. According to Statistics Canada, the total population in Quebec at January 1, 2013 is 8,115,743 and the average size of household is 2.3 persons, therefore the number of households in Quebec is 3,528,583 ($= 8,115,743/2.3$). Each household should share a total cost of $\$5,400,000,000/3,528,583 = \$1,530$ over 50 years, which corresponds to about \$45 at current price based on the average Consumer Price Index deflator between 2002-2012, at 1.9% (Statistics Canada).

¹¹ Illustrating the annual payment at the discount rate of 5% is to offer direct comparison with the study of Pattison et al. (2011), which has used the 5% discount rate to calculate the recurring payments for the case of Manitoba.

attributes here were chosen to create a scenario representing the restoration of the historical area of wetlands in populated zones. The level of cost attribute, ranging from \$5 to \$150, varied randomly from one questionnaire to another. Table 6.2 shows the choices that were offered to respondents in the contingent valuation.

Respondents were then asked whether they were willing to pay the amount of X dollars per year for these changes. The question format used is of a dichotomous choice, following the advice of NOAA's expert panel (Arrow et al., 1995). Before answering, each respondent was reminded to carefully take into account that each potential payment would reduce the annual household budget for the purchase of other goods and services.

Respondents who answered positively to the WTP question were further asked to determine what percentage of their WTP was assigned to each of the four ecosystem services, allowing us to disaggregate the total value and to compare these responses with those of the CE.

Another difference in WTP question design of our CV survey from Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013) is that the proposed hypothetical scenario does not mention the variation in wetland area but only describes the improvements in the related wetland services. Such a proposition is necessary for our study since the combinations of the improvements of the wetland related service (considered as attributes) are random. Because the improvement of the wetland services are linearly correlated to the enlargement of wetland areas, including the latter may be confusing to the respondents. Considering that the social benefit from the wetland restoration stem more directly from related ecological services, we believe omitting the information regarding wetland area enlargement to be a trivial difference from the previous Canadian studies.

Table 6.2. Scenario Proposed to the Respondents in the Contingent Valuation

Attributes	Status Quo	Scenario of Environmental Change
Biodiversity Habitat	90 vulnerable or endangered species	30 vulnerable or endangered species
Flood Protection	14 catastrophic flooding in 10 years	6 catastrophic flooding in 10 years
Water Quality	Bad (100 cfu /100ml and unsuitable for any use)	Good (less than 1 cfu/100ml, drinkable water)
Climate Regulation	Equivalent to 30,000 cars removed from circulation	Equivalent to 60 000 cars removed from circulation
Annual Cost	0\$	X\$

6.4.4. Design of the Choice Experiment Method

In the CE questionnaire, respondents were asked to choose among three alternatives in each choice set: a status quo scenario where all attribute levels were lower but combined with zero cost and two wetland-improvement scenarios where the levels of the 5 attributes varied randomly. Experimental design techniques (Louviere et al., 2000) and SAS experimental and choice design software was used¹² and 25 choice sets were therefore selected using the principle of orthogonal design along with the index of D-efficiency. Subsequently, these choice sets were randomly divided into five blocks, and each respondent was presented with one of the five blocks of five choices sets. Table 6.3 shows an example of the choice sets used in the questionnaires.

¹²Mogas et al. (2006) also tested the contribution of the interaction between attributes to people's WTP in a choice experiment model with second-order interactions.

Table 6.3. Example of Choice Set Proposed to Respondents in the Choice Experiment

If you choose Project A or B, you will pay an increment of your municipal tax for water and sanitation. No payment will be required for the choice of the status quo, but wetlands will continue to be degraded as well as ecosystem services such as biodiversity, water quality, flood management and climate regulation.			
	Project A	Project B	Status quo
Biodiversity Habitat The ability to provide habitat and preserve a large number of plants, insects and animals.	Low 90 vulnerable or endangered species	High 30 vulnerable or endangered species	Low 90 vulnerable or endangered species
Flood Protection The ability to retain water and to reduce the potential for flooding during heavy rains.	Low 14 catastrophic flooding in 10 years	High 6 catastrophic flooding in 10 years	Low 14 catastrophic flooding in 10 years
Water Quality The ability to filter sediment and pollutant and to ensure water quality in rivers and lakes.	Good Drinkable water : FCC<1	Medium Undrinkable but some activities are possible : 1<FCC<100	Bad Unsuitable for any use : FCC>100
Climate Regulation Wetlands act as carbon sinks to capture CO ₂ emitted into the atmosphere.	Medium Equivalent to 45,000 cars removed from circulation	High Equivalent to 60,000 cars removed from circulation	Low Equivalent to 30,000 cars removed from circulation
Annual Cost An annual supplement of municipal taxes on water and sanitation (paid directly to the municipality by the owners and an increase in the tenants' rent).	\$60	\$15	\$0
I prefer	<u>A</u>	<u>B</u>	<u>None</u>

Note : FCC = fecal coliforms concentration in cfu/100ml

6.5. Survey

6.5.1. Questionnaire

Our questionnaire was divided into three parts. The first included a series of questions to test the knowledge and sensitivity of respondents concerning the problem of wetlands and the

environment in general. Certain questions helped determine their knowledge about wetlands, and others were used to appraise their sensitivity about the environment and what actions they had undertaken in the past to support environmental protection. The second part is the core of the study and offers wetland improvement scenarios that are valued by respondents. The third section includes a series of socio-economic questions to be used in our analyses and to assess the statistical representativeness of our sample.

The questionnaire and the attributes used in the scenario design were developed in cooperation with a geographer, a geometrician, a biologist and an ecologist with research experience in different aspects of wetlands in Quebec. Several focus group discussions were held, and a small-scale pilot study was conducted during the design of the questionnaire.

6.5.2. Survey Mode

We conducted a web-based survey because it offered advantages over other methods (Cobanoglu et al., 2001, Forsman and Varedian, 2002, Weible and Wallace, 1998, Ballantyne 2004, Muffo et al., 2003, Marta et al., 2007, Lindhrem and Navrud, 2010, Bell et al., 2011, Potoglou et al., 2012). Access to potential respondents was purchased from Survey Sampling International (SSI) and MBA Recherche. Both companies possess and regularly update their own web-based panel of Quebec's adult residents, who agree to complete occasional online questionnaires in return for either participation in a lottery prize or other small gifts. Email invitations were sent by the web-based survey company to their panel, based on a random selection process. The persons receiving the email could decide whether to visit the survey web page and then decide whether to answer the questionnaire.

In order to stratify our sampling geographically and have a good representation of the population, we first asked MBA to select a sample of 400 persons over eighteen years old who lived in the Montérégie Region, the most urbanized region in Quebec. The Montérégie Region has significant wetland loss due to the pressure of residential, industrial and agricultural development. We subsequently mandated SSI to sample another 800 individuals over eighteen years old from all populated areas of Quebec. No individuals already investigated by MBA were reselected, according to the respondents' CIP addresses. The surveys were conducted over a period of 10 days between late February and early March 2013.

6.6. Data

A total of 1324 questionnaires were returned, 1/3 by MBA (435 questionnaires) and 2/3 by SSI (889 questionnaires). Based on a random split-sample strategy, we obtained 649 completed CV questionnaires and 665 completed CE questionnaires. Figure 6.2 shows the geolocalization of CE respondents and those for the CV study. We note that in both studies, the majority of respondents were in the LSLR Region, especially in the Greater Montreal Area.

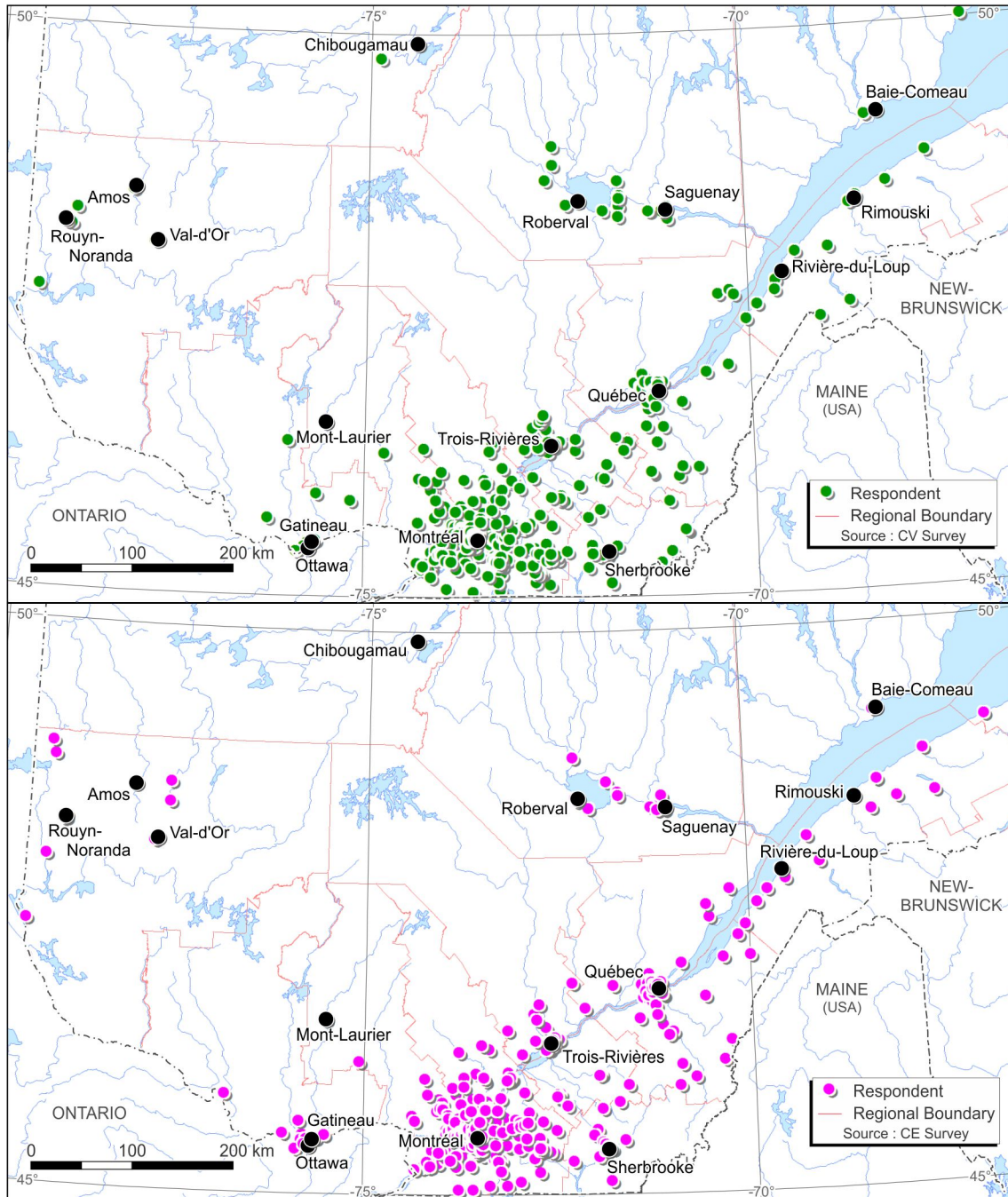


Figure 6.2. Geolocalization of CV and CE respondents

After removing the incomplete questionnaires, we have 618 usable questionnaires for the CV study and 601 for the CE. The number of deleted questionnaires due to incomplete WTP questions is larger in the CE than in the CV (47 vs. 0). This reveals that respondents had

greater difficulty answering the CE WTP questions, which also require making subtle trade-offs between various attributes instead of posing a simple "take it or leave it" question like the CV method.

The comparison of the average age, gender, income and education level between our database and the general population of Quebec reveals a relatively good representativity, although a more detailed structure check show that our sample generally contains fewer (4.14 percentage points) persons aged over 65, fewer individuals whose annual household income exceeds \$80,000 and fewer individuals with low education.

Our data also reveal a rather positive attitude of the respondents towards the wetlands. Over 80% of respondents believe that wetlands provide valuable ecosystem services, and only 19% of respondents believe that wetlands must be converted to enable economic development. However, only 38% of the respondents are aware of the actual situation of deterioration of wetlands in Quebec, and almost two-thirds of the respondents underestimated the rate of wetland loss in the last 40 years. In addition, more than half of the respondents are aware of one or more wetlands in their region. Among these, a little more than 48% reported having wetlands less than 5 km from their homes.

For respondents choosing a negative answer in the WTP questions, a follow-up question was asked to identify why. This information allowed us to identify 108 respondents (18%) who selected at least once the "status quo" in the CE survey and 122 respondents (19.7%) who give protest "no" in the CV survey as giving protest answers.¹³

¹³ The two most common reasons for protesting refusals are the respondents' antipathy towards a new tax (9.8%) and their distrust towards the government's ability to spend funds appropriately (12.7%). Another reason often cited is the reluctance of the respondents to take care of the pollution, very often in form of negative externalities, caused by others (6.4%).

6.7. Analyses and results

Table 6.4 reports the statistical descriptions of the variables included in our WTP estimations. Most of the variables are relatively similar (i.e. mean and standard deviation) between the two subsamples, which confirms that they are comparable.

Table 6.4. Descriptive statistics of variables used in the estimates

Var.	Explication	CV				CE			
		Mean	Stand. Dev.	Min	Max	Mean	Stand. Dev.	Min	Max
MBA	Respondent recruited par MBA	0.37	0.48	0	1	0.27	0.45	0	1
wetland-know	Respondent knowing the wetlands near their house.	0.60	0.49	0	1	0.54	0.50	0	1
recycle	Respondents practice recycling. (4=always, 3=often, 2=rare, 1=never)	3.78	0.51	1	4	3.79	0.52	1	4
transport	Respondents use public transport modes (4=always, 3=often, 2=rare, 1=never)	2.48	0.96	0	4	2.52	0.99	0	4
age	age (year)	45.95	15.48	21	80	47.96	16.15	21	80
income	household annual income (\$)	55773.1	34825.4	5000	125000	54026.4	34192.0	5000	125000
sex	male=1, female=0	0.49	0.50	0	1	0.46	0.50	0	1
edu	year of education	12.25	2.98	5	16	12.34	2.97	5	16
PLQ	voted for the Québec Liberal Party in 2012 election	0.14	0.34	0	1	0.13	0.34	0	1
PQ	voted for the Parti Québécois in 2012 election	0.40	0.49	0	1	0.32	0.47	0	1
CAQ	voted for the Coalition Avenir Quebec in 2012 election	0.15	0.36	0	1	0.16	0.37	0	1
Kids	Respondents living with kids	0.37	0.48	0	1	0.36	0.48	0	1
house-owner	Respondent possessing the house he/she lives	0.60	0.49	0	1	0.58	0.49	0	1

Table 6.5 reports the estimates from the CV data. Here, we used a simple logit model that explains how personal characteristics affect the probability that a respondent accepts the proposed wetland restoration and retention scenario. Because the cost is the only attribute allowed to vary between questionnaires, it is also the only project attribute that can enter into the explanation of respondents' preferences. The negative coefficient associated with the

variable cost reveals that, as expected, a higher cost will reduce the chance for the improvement scenario to be chosen.

Our results also show that the probability of accepting the scenario is significantly higher for a person living in Montérégie. In addition, a person, who is aware of a wetland close to his place of residence (*wetland_know*), regularly practices recycling and uses public transport, will be more likely to accept the improvement project. Age and education do not seem to have significant influence on the decisions of the respondents, but a person with a higher level of income seems more willing to accept the proposal, which is logical because a higher level of income means a lower budget constraint related to the project. Respondents living with children seem more willing to accept the proposal, all else being equal. This can be explained by their greater concern for the protection of their children against damage to the wetlands. Homeowners also seem to be more sensitive to the improvement project. Two explanations for this trend are possible: one is that the improvement of the wetlands could increase the value of their property, and the second is that a homeowner's paying capacity, which is most likely not fully captured by the level of annual individual income, may be greater. Finally, although the political position of the respondents is not strongly correlated with their response, if we compare the three coefficients obtained for the Quebec Liberal Party, the Parti Québécois and the Coalition Avenir Québec, it appears that respondents who voted for the Parti Québécois are more willing to accept the wetland improvement project, followed by those who voted for the Coalition Avenir Québec.

Table 6.5. Contingent Valuation

	Logitmodel
Cost	-0.009 (2.13)**
age	-0.003 (0.27)
sex	1.081 (2.53)**
edu	0.101 (1.36)
kids	1.102 (2.02)**
income (per 1000\$)	0.019 (2.06)**
houseowner	0.225 (0.51)
MBA	1.000 (1.87)*
Wetland_know	0.947 (2.32)**
recycle	0.961 (3.04)***
transport	0.428 (2.10)**
PLQ	-0.322 (0.55)
PQ	0.277 (0.58)
CAQ	0.082 (0.12)
Constant	-4.911 (3.13)***
Observations	498
Loglikelihood	-97.50
Pseudo R2	0.25
LR	63.49 (0.000)
WTP	455.69
95% confidence interval	[235.54, 2161.83]

Note : Absolute value of z statistics in brackets ,* significant at 10%; ** significant at 5%; *** significant at 1%.

Table 6.6 reports the details of the results obtained by applying the conditional Logit model to the data from the CE. The dependent variable in the estimation model is the

probability for a project presented in a choice group to be chosen by the respondent. Each respondent was asked to choose the best project in each of the 5 choice sets in the questionnaire. Thus, each individual has $5 * 3 = 15$ information lines. Consequently, we had $15 * 493 = 7395$ observations in total, grouped into $493 * 5 = 2465$ groups / choice sets. Each choice set contains three choice: project A, project B and Status-Quo (O).

Compared to the estimation model for the CV data, the advantage of CE data is the variability in the scenarios, which makes it possible to estimate how individual choices are affected by the levels of attributes. Therefore, we can simultaneously include variables that capture different levels of attributes (biodiversity, flood control, water quality, and climate regulation) next to the cost to explain how the decision to choose a scenario depends on the proposed conditions.

Moreover, respondents may have different perceptions of the importance of each attribute and be differently sensitive towards a proposed attribute. We believe that this difference may be partly determined by the socio-demographic characteristics of the respondents. We therefore use multiplicative terms between environmental attributes and socio-demographic variables in our estimation to capture this part of influence. For comparison, we include data on the same socio-economic variables used in the CV in our CE estimates.

Table 6.6. Choice Experiment: Conditional Logit

Variables	Conditional Logit			
ASC	0.9178 (9.07)***			
Cost	-0.0074 (10.53)***			
Multiplicative terms	Biodiversity	Flood	Water Quality	Carbon sequestration (1000 cars)
Variable	0.0173 (1.77)*	0.1951 (2.69)***	-0.0100 (1.81)*	-0.0295 (1.52)
variable*age	0.0003 (3.43)***	-0.0002 (0.40)	-0.0000 (0.41)	0.0000 (0.30)
variable*sex	-0.0027 (1.17)	-0.0041 (0.25)	-0.0002 (0.17)	-0.0054 (1.25)
variable*edu	-0.0006 (1.57)	-0.0014 (0.48)	0.0001 (0.39)	0.0021 (2.80)***
variable*kids	-0.0039 (1.58)	-0.0024 (0.14)	-0.0025 (1.90)*	-0.0021 (0.45)
variable*income (per 1000\$)	-0.0001 (1.57)	-0.0003 (1.14)	-0.0000 (0.48)	0.0001 (0.73)
variable*houseowner	0.0017 (0.64)	-0.0218 (1.14)	0.0021 (1.46)	0.0017 (0.33)
variable*MBA	0.0010 (0.38)	-0.0109 (0.60)	-0.0038 (2.72)***	-0.0011 (0.23)
variable*wetland_know	0.0030 (1.32)	0.0193 (1.17)	-0.0014 (1.14)	0.0110 (2.48)**
Variable*transport	-0.0004 (0.32)	-0.0047 (0.55)	-0.0009 (1.36)	0.0020 (0.89)
Variable*recycle	-0.0058 (2.69)***	-0.0400 (2.51)**	0.0010 (0.83)	0.0000 (0.00)
variable*PQ	-0.0098 (3.65)***	-0.0342 (1.81)*	0.0028 (1.93)*	-0.0097 (1.90)*
variable*PLQ	-0.0023 (0.65)	-0.0041 (0.16)	0.0013 (0.70)	0.0020 (0.31)
variable*CAQ	-0.0073 (2.19)**	-0.0517 (2.15)**	0.0006 (0.32)	0.0005 (0.08)
Observations	7395			
Nb of respondents	493			
Log-likelihood	-2081.84			
LR	1252.48 (0.000)			
R2	0.2312			
Total coefficient	-0.0079	-0.0404	-0.0092	0.0075
Student Value	6.58***	4.70***	13.14***	3.41***
CI	[-0.0101, -0.0056]	[-0.0573, -0.0237]	[-0.0104, -0.0079]	[0.0031, 0.0119]
Standard Error	0.0012	0.0086	0.0007	0.0022
Marginal WTP (\$)	1.07\$ per endangered species less	5.46\$ per flood less in 10 years	1.24\$ per unit of cfu reduced	1.01\$ per 1000 cars removed from traffic

Note: Absolute value of z statistics in brackets: * significant at 10%; ** significant at 5%; *** significant at 1%. As the attributes biodiversity, flood, water quality are measured, respectively, by nb of endangered species, nb of flood in 10 years, and concentration indicator of fecal coliforms, a lower level signifies an improvement in the situation, therefore a negative coefficient means a positive attitude of the respondents. ASC = alternative specific constant, ASC=1 when either A or B project is chosen, ASC=0 when status quo is chosen. We also experimented with alternative specific constants representing projects A and B; however, including such constants made little change to the models, so only the 'deviation-from- the status-quo constants included' versions are reported here. The calculation of marginal WTP is based on the equation: $WTP_{\text{marginal}} = -(\beta_{\text{attribute}}/\beta_{\text{cost}})$, where the $\beta_{\text{attribute}}$ include the coefficients of the cross-terms and the sample average value of the involved socio-economics variables.

The upper part of Table 6.6 shows the estimate based on the conditional logit model with the use of multiplicative terms between attributes and socio-economic characteristics of respondents.

ASC is the alternative specific constant, with a value set to 1 when either project A or B is selected and to 0 when the status quo is preferred. This variable actually measures the respondents' general preference regarding the changes. The positive and significant coefficients for this variable reveal the willingness of the respondents to adopt changes, which increases the WTP.

The differences in the coefficients obtained (value and statistical significance) for the multiplicative terms between socio-economic characteristic and the four environmental attributes reveal that different attributes hold different importance for people with different profiles. For example, older people attach significantly less importance to biodiversity (significantly positive coefficient for biodiversity×age), while the people of Montérégie (identified by the dummy MBA) and respondents living with children are only sensitive to water quality but not to the other three attributes (significantly negative coefficients only for water quality×MBA and water quality×kids). More highly educated people seem to be more concerned by climate change (significantly negative coefficients for carbon×edu). People who are familiar with their surrounding wetlands seem to be more sensitive to the function of carbon sequestration (significantly positive coefficients for carbon×wetland_know), and a person who recycles regularly seems more inclined to pay for the protection of biodiversity and for reducing the number of catastrophic floods. In addition, the political positions of the respondents is more significant here than in the estimates of the CV. Comparing the absolute values of the coefficients, we can ascertain that people who voted for the PQ during the

election of September 2012 place a higher value on biodiversity, followed by those who voted for the CAQ and then by PLQ supporters. Individuals who voted for the CAQ show a greater interest in the problems of flooding, followed by supporters of the PQ and then by those of the PLQ. At the same time, supporters of the PQ also have statistically significant less interest in attributes such as water quality and carbon sequestration.

In the lower part of Table 6.6, we calculate the combined coefficients for each attribute by taking the average value of the socio-demographic variables in the CE sub-sample; we also present the 95% confidence interval and the standard deviation of the combined coefficients. The four coefficients are statistically significant, and the signs for the four environmental attributes illustrate that despite some differences in attitudes among people of different characteristics, Quebecers generally expressed a significantly positive opinion on improving the situation of wetlands in Quebec.

One underlying assumption of Conditional Logit model evolving from the independence of error terms across the options is the independence of irrelevant alternatives (IIAs). This independence requires that the ratio of the choice probabilities of any two alternatives does not depend on the inclusion or omission of other alternatives in the choice set. We applied the Hausman and McFadden test to check the validity of the IIA assumption of the Conditional Logit model. A χ^2 -value of 74.12 ($\text{prob}>\chi^2=0.0438$) was found when the “Project B” alternative is excluded from the choice set, which means that the assumption of IIA is not met in the CL model.

The solution that we adopted is to employ a Random Parameter Logit (RPL) model, which does not assume IIA (Train, 1998, Colombo et al., 2006). Another advantage of this model is its flexibility to attribute respondent-specific coefficients. For the purpose of

comparison, in Table 6.7, we also illustrate the results of single Conditional Logit model (second column) and the Conditional Logit with multiplicative terms (summarized in Table 6.7, column 3). Clearly, the comparison among values of Log Likelihood (RPL > CLmultiplicatifs > CLsimple) confirms the need to differentiate the coefficients of attributes between individuals. In the RPL model, the highly significant standard deviations of random coefficients also reveals the superiority of individualizing the coefficients of the environmental attributes among respondents.

Table 6.7. Conditional Logit vs. Random Parameter Logit

	Conditional Logit		Random Parameter Logit	
	Simple	Multiplicative Terms Included	Coefficient	Standard Deviation of random coefficients
ASC	0.881 (8.92)**	0.9178 (9.07)***	1.285 (9.62)**	
Cost	-0.007 (10.14)**	-0.007 (10.53)***	-0.011 (10.57)**	
Biodiversity	-0.008 (6.79)**	-0,008 (6.58)***	-0.012 (5.56)**	-0.028 (9.79)**
Flood	-0.036 (4.54)**	-0,040 (4.70)***	-0.062 (4.59)**	0.156 (8.23)**
Water quality	-0.009 (14.41)**	-0.009 (13.14)***	-0.013 (9.78)**	0.020 (12.03)**
Carbone sequestration	0.007 (3.33)**	0.008 (3.41)***	0.008 (2.21)*	0.050 (9.76)**
Loglikelihood	-2154.98 1106.20	-2081.84 1252.48		-1992.79 324.37
LR	(0.000)	(0.000)		(0.000)
R2	0.2042	0.2312		
Observations	7395			
Respondents	493			

Table 6.8 reports the calculated WTPs based on the estimates made from sub-samples of CV and CE. To ensure comparability, the values reported in this table are calculated using the improvement scenario proposed in the CV questionnaire. The proposed bracketed figures in Table 6.8 show the confidence interval of WTP calculated according to the method of Krinsky and Robb (1986).

Table 6.8. Comparison of WTP between the Contingent Valuation and the Choice Experiment (\$ per household per year)

	CV		CE : CL		CE : RPL	
	WTP ^a	%	WTP	% ^b	WTP	% ^b
Biodiversity	n.d	27.08%	64.79	24.48%	62.75	23.36%
CI 95%			[45.30, 87.42]		[45.92, 92.94]	
Flood control	n.d	21.45%	44.24	16.72%	42.62	15.87%
CI 95%			[25.60, 64.63]		[25.37, 64.90]	
Water quality	n.d	30.57%	124.98	47.22%	132.01	49.15%
CI 95%			[100.24, 156.34]		[105.86, 163.62]	
Carbon storage	n.d	20.89%	30.65	11.58%	31.20	11.62%
CI 95%			[13.72, 49.91]		[13.80, 51.25]	
Total	455.69 [235.54, 2161.83]		389.43 [328.92, 458.92]		401.34 [341.44, 486.98]	
Poe et al. 1997 (vs. CV)^c			0.59		0.37	

Note : The percentage points reported in the CV study come from a follow-up question which will be asked, if a respondent accept to pay for the improvement project. The question is: in which percentage will you distribute the accepted amount of payment between the four aspects to be improvement ? biodiversity _____%, flood control _____%, water quality _____% et carbone storage _____%. The sum of the four percentage points is equal to 100%.

a. The unit of WTP is \$/year/household.

b. The estimation models applied to CE data include an Alternative Specific Constant (ASC), therefore the calculation of the % for each attribute in WTP for the CE model is based on the sum of the WTP for the four attributes instead of the total WTP. This arrangement ensures the comparability of CE data with those of CV, where we simply asked the respondents to allocate the total WTP amongst four attributes.

c. The value of the Poe et al. (1997) test indicates the percentage level of the statistical significance of the difference between two distributions.

d. The scenario used in calculation is the one presented in CV questionnaire. More precisely, this scenario assumes that, there is the reduction of 60 threatened species (from 90 species to 30 species), the reduction of 8 catastrophic flooding in 10 years (from 14 to 6 floods), the reduction in the concentration of fecal coliforms (CUF) of 100 units or more per 100 ml (from >100 to <1), and the reduction in carbon emissions equivalent to a withdrawal from circulation of 30,000 cars (from 60,000 to 30,000 cars).

The total values for a typical scenario vary from 455.69 \$/year/household with the CV method to 389.43-401.34 \$/year/household according to CE. We can conclude that the two methods are fairly consistent at determining the total value of the wetland protection. This is also confirmed by the test by Poe (Poe et al., 1997), in which the simulated benefit compensation surpluses measured by two alternative valuation models are differentiated and a one-sided approximate significance level is estimated by calculating the proportion of the difference with a negative sign (Christie and Azebedo, 2009). However, the two models, based on data from the CE report, seem to be more accurate. The WTP and 95% confidence intervals are narrower.

It is possible to compare the relative importance of each attribute because we asked a follow-up question of the respondents who were willing to support the improvement project to distribute the accepted amount of payment among the four attributes. In general the ranking of the four attributes was consistent. The relative importance measured by both the value of the WTP in CE and the percentage points in CV predicted a first place for water quality, followed by biodiversity, flood management and finally climate regulation.

We further used a test proposed by Swait and Louviere (1993) to verify the hypothesis that the estimated attributes' parameters are equal across the models. In this test, the data from CE and the data from CV are combined (stacked on the top of each other). Let V^{CE} represent the utility in the CE task and let V^{CVM} be the utility in the CVM task. For the portion of data containing CV data, the joint estimation occurs by specifying:

$$prob\{i\} = \frac{e^{\mu_{CV}V_i^{CV}}}{\sum_{j=C} e^{\mu_{CV}V_j^{CV}}}, \text{ where } C \text{ includes alternatives yes and no;}$$

for the portion of the data that contains CE data, the specification will be:

$$prob\{i\} = \frac{e^{\mu_{CE}V_i^{CE}}}{\sum_{j=C} e^{\mu_{CE}V_j^{CE}}}, \text{ where } C \text{ includes alternatives project A, B and status quo.}$$

Here, $V_i^{CV} = U_i^{CV} + \varepsilon_i$, and $V_i^{CE} = U_i^{CE} + \varepsilon_i$ signifies the overall utility associated with an alternative i . More precisely, the alternative i , in each case, is the choice of a project (yes/no in CV or project A, B or O in CE), which can be considered as a discrete choice from a set of alternatives. Each alternative is represented with a utility function that contains 1) a deterministic component (V_i), specified as a function of the characteristics of the project (attributes and their levels) and the socioeconomic characteristics of the respondent; and 2) a stochastic component (ε_i), representing unobserved factors that affect the choices.

The question is therefore whether $\mu_{CV}\beta_{CV} = \mu_{CE}\beta_{CE}$, $\mu_{CV}\beta_{CV} = \mu_{CE}\beta_{CE}$, where β represents a vector of the estimated parameters. By rearranging, we obtain:

$$\beta_{CV} = \frac{\mu_{CE}}{\mu_{CV}} \beta_{CE} \tag{6.1}$$

This signifies that the difference between the parameters in the two datasets can be due to true difference in the parameters or to a difference in the scales of the data. Because we have separated the datasets, we can calibrate the relative scale parameter $\mu = \mu_{CE}/\mu_{CV}$ by multiplying μ by only one of the two data sets (with both simple alternative attributes and the

attributes-socioeconomic interactive terms).¹⁴ Therefore, the test will be carried out in two stages.

First, we test whether β_{CV} and β_{CE} are equal via the hypothesis H_{1A} : $\beta_{CV} = \beta_{CE} = \beta$ but $\mu \neq 1$, while permitting the scale factors to be different between datasets. If H_{1A} is rejected, H_1 is also rejected. If H_{1A} cannot be rejected, then we can further test the hypothesis H_{1B} : $\mu_{CV} = \mu_{CE}$, so $\mu = 1$. If H_{1B} also cannot be rejected, then we can say that $\mu_{CV}\beta_{CV} = \mu_{CE}\beta_{CE}$, so the CV and CE datasets generate the same parameters.

This two-step test requires us to estimate the separate parameter vectors by sample, (β_{CV}) and (β_{CE}) in the first step. We therefore obtain the values of the log likelihood function from the separated estimates of the two datasets, $\log L^{CV}$ and $\log L^{CE}$. After imposing H_{1A} : $\beta_{CV} = \beta_{CE} = \beta$, we pool the two datasets together and calibrate the best value of μ and obtain consistent estimates of β and the $\log L^{\mu}$, indicating the value of the log likelihood function from the pooled and scaled model. To calibrate the value of the scale parameter μ , we follow the approach outlined by Swait and Louviere (1993) to obtain the value of μ that gives the highest log likelihood value for the estimates based on the pooled and partially scaled dataset. After these two steps, we can test H_{1A} by using a likelihood ratio test where the test statistic is defined as:

$$LR = -2[(\log L^{CV} + \log L^{CE}) - \log L^{\mu}] \quad (6.2)$$

¹⁴However, in separate samples as ours, we can employ the approach proposed by Swait and Louviere (1991, 1993) to compute the relative scale parameters. Their approach accounts for the difference in the variation of the unobserved effects or error variance heterogeneity. This approach has been employed by Adamowicz et al. (1998), Mogas et al. (2009) and Christie and Azevedo (2009) in their comparative studies between CV and CE and in all the three studies the scale parameter ($\mu_{CE/CVM}$) was found to be larger than one.

This statistic is distributed asymptotically chi-squared with the number of degrees of freedom equal to the number of parameter restrictions imposed on the model. Failure to reject the null hypothesis H_{1A} is evidence in favor of consistency. More precisely, we cannot reject the hypothesis that the CV and CE generate the same parameters and that the difference might be only caused by the relative scale parameter μ .

Next, we need to compare a simply pooled Conditional Logit model, which suggests the hypothesis H_{1B} : $\mu_{CV} = \mu_{CE}$ so $\mu=1$, to the pooled and partially scaled model, which suggests that $\mu_{CV} \neq \mu_{CE}$ and $\mu = \frac{\mu_{CE}}{\mu_{CV}}$ (1). The H_{1B} can be tested also by an LR test as follows:

$$LR = -2[\log L^{POOL} - \log L^{\mu}] \quad (6.3)$$

Similarly, this statistic is distributed asymptotically chi-squared with the degrees of freedom equal to the number of restrictions the parameters impose on the model. Failure to reject the null hypothesis H_{1B} is evidence in favor of the hypothesis that $\mu=1$.

Therefore if neither H_{1A} nor H_{1B} can be rejected, we can say that the CV and CE dataset have approximately equal estimated parameters. This seems to be the case in our study: with the very similar log likelihood value between CV, CE, sooled & scaled and simply pooled models, we cannot reject either hypothesis (Table 6.9), which means the parameters are equivalent in both data sets.

Table 6.9. The Parameter Equivalency Test Values

	CV	CE	Pooled and scaled	Pooled
Log Likelihood	-126,48	-2081,8408	-2192,7524	-2192,682
Number of Observations	996	7395	8391	8391
$\mu = \mu_{CE} / \mu_{CV}$ ^{μ_{CE} / μ_{CV}}	--	--	0.82	1
LR Test (H _{1A})		31.28 (0.999)		
LR Test (H _{1B})			0.14 (1.000)	

6.8. Conclusion

In this study, we used two non-market valuation methods (CV and CE) to estimate the social benefit generated from improving wetlands in Quebec through restoration. Our results show that the willingness to pay per year per household varies from \$389 to \$455, depending on the method, for a relatively long period (about 50 years), which largely surpasses the annual cost required for the wetland restoration, varying from \$30 to \$80 according to the discount rate choice. Multiplying this per household per year payment with the number of the household in Quebec 3,325,584,¹⁵ we can obtain the total value of the ecological service generated by the restored wetland in Quebec as being equal to 1.4-1.6 billion dollars for 400,000 hectares or approximately \$3500 to \$4000 per hectare per year.

The annual value of wetland per hectare reported by our study comes out to be significantly higher than the other studies, such as Pattison et al. (2011) which reported a perpetual annual value at 5% discount rate of \$170-\$204 per ha for Manitoba, or Roberts and Leitch (1997) US study which reported an annual value of US\$1257.5 per ha, or CAN\$1480

¹⁵ This number is calculated from the total Quebecor population 8,115,742 (Jan 1st 2013) divided by the average household size (2.3 persons/household). Both data come from ISQ (Institute Statistique du Québec).

according to the corresponding exchange rate and annual inflation rate of the Canadian dollar. A partial explanation for this difference can be drawn from two aspects. First, in the WTP question we used a relatively low value range from \$5 to \$150 per year for the proposed annual payment, which is significantly smaller than those used in the previous Canadian studies. For example, Pattison et al. (2011) and Lantz et al. (2013) both used a value range with the highest annual payment up to \$600. Although this is based on our initial intention to directly compare perpetual annual payment per household with perpetual annual cost per household, which varies from \$30 to \$80. The “thick” tail of the distribution of “yes” answer at the high-end price of 150\$ can in fact reveal the possibility that the respondents were, at least to certain degree, insensitive to the suggested payment length, therefore reported annual payment in comparable scale as Pattison et al. (2011), which varies between \$296-\$326/household/year. Even if this is true, which means the payment of \$401-\$455 should have been considered as for a five-year payment, simple calculation showed the converted perpetual annual payment (in 50 years at a discount rate of 5%) is still as high as about \$100, which is higher than the suggested cost of 80 \$/ha. Secondly, if there is no respondents’ insensitivity regarding payment length, and they have well understood the meaning of the recurring payment in our proposed scenarios, such a “thick” tail of the “yes” response distribution at the highest price of \$150 may also cause the upward bias in the WTP estimation. However, even though such a hypothesis is valid, we can still assert that the accepted recurring annual payment of the respondents to be higher than \$150, which is about two times higher than the annual cost suggested to be supported by each household. Therefore, in both cases, we are relatively certain of the following conclusion that the social benefit from the ecological service

offered by the restoration of 400,000 hectares of wetland will be greater than that of the restoration cost.

Furthermore, the annual values of one hectare of wetland reported by our study seem to be comparable with those offered by Oliwiler (2004), who documented a range of \$5792 to \$24,330 per year for all ecosystem goods and services provided by one hectare of wetland in the lower Fraser Valley of the province of British-Columbia, Canada, and an interval of \$408 to \$2110 per hectare per year for the value of flood management. With an aggregate value equal to 4000 \$/ha/year for the four services assessed and 20% for flood management, which gives a value of 800 \$/ha/year, both numbers are comparable to the lower limit proposed by Oliwiler (2004).

Based on the analyses conducted with the data obtained from the CV and CE survey, our results also suggest that the methods are largely comparable. Although the average WTP proposed by the CE is slightly lower than that proposed by CV, this difference is not statistically significant. In addition, we were able to show that regardless of the evaluation approach, respondents seem to attribute the same level of importance to the four attributes offered. In addition, our conclusions suggest a fairly robust and consistent equivalence between CV and CE, especially in comparison with the study of Christie and Azevedo (2009). They suggested that the WTP reported by CV is lower than that reported by CE, but at the same time, it provided the evidence of coefficient equivalence between the two methods.

The advantage of CE, according to our study and previous studies, is essentially its greater efficiency in estimating the value of the WTP. It is thought not only to provide more accuracy in the WTP estimation (measured by the 95% confidence interval) but also to be more flexible in the calculation of the value for each attribute according to the proposed level

of improvement. In addition, it is also able to quantify the potential difference in WTP values for a given level of improvement according to respondents' socio-economic characteristics. However, responding to the CE is also more difficult for the people surveyed.

Finally, we wish to emphasize that our study only includes four attributes of wetlands, namely biodiversity habitat, water quality, flood management and carbon sequestration. The overall WTP thus obtained does not include the potential value that wetlands derive from other aspects of ecological goods and services they provide, such as tourist services and the supply of food. It is thus quite possible that the real value of wetlands in Southern Quebec is higher than the value given here. We therefore consider the numbers proposed in our study to be a conservative estimate of the true value of the wetlands.

Note : les références citées dans cet article ont été regroupées dans la bibliographie

Chapitre 7 : Discussion générale

Le fil conducteur de cette thèse est l'évaluation économique des services écosystémiques (SE) dans la région de Montréal. Pour répondre à deux questions de recherche qui portent sur l'impact de l'utilisation des sols sur la valeur des SE et sur la valorisation des SE par la population, nous avons développé deux approches complémentaires, la première fondée sur l'analyse spatiale et le transfert de bénéfices et la seconde sur les préférences exprimées. Il s'agissait pour nous d'utiliser et de développer des outils pour comprendre la contribution de la biodiversité et des écosystèmes à la qualité de vie des communautés, pour répondre à des questions actuelles de ce champ de recherche et générer de nouvelles avenues de recherche.

On note dans les deux parties de la thèse une croissance dans la complexité de la recherche et des méthodologies employées. L'originalité de ce travail repose en grande partie sur l'approche multidisciplinaire employée qui fait intervenir des travaux d'analyse spatiale par SIG et d'économétrie et qui rappelle que le concept de SE est étudié par plusieurs disciplines scientifiques. Cette approche a rendu possible des découvertes scientifiques originales qui sont en lien avec les objectifs de départ.

Dans ce chapitre, nous discuterons dans la première section des principales contributions de la thèse à l'avancée des connaissances et de la façon dont les résultats permettent de répondre à nos deux questions de recherches initiales. La deuxième section en est une d'analyse critique et de mise en perspective de la démarche d'évaluation économique des SE. Nous nous attarderons d'abord aux limites conceptuelles des SE. Si ce concept a été présenté jusqu'ici comme une démarche relativement rassembleuse chez les scientifiques et autres acteurs concernés, plusieurs critiques sont formulées à son endroit, principalement en ce qui a

trait aux démarches d'évaluations économiques. Ceci nous permettra d'aborder ensuite les principales sources du débat économique sur les SE et de se pencher finalement sur la question de l'inclusion de telles démarches dans des processus décisionnels. Cette section soulève donc des questions qui, combinées à celles soulevées dans la thèse, nous amèneront à discuter des pistes de recherches futures dans une troisième section.

7.1. Principales découvertes, avancées conceptuelles et contributions

D'une certaine manière, les contributions de ces études peuvent sembler difficiles à cerner en raison des multiples dimensions abordées dans la thèse. Afin de souligner leur contribution au champ large de l'évaluation économique des SE, le fruit de ce travail peut être porté à la lumière des questions soulevées par De Groot et al. (2010). Dans leur étude, les auteurs revoient la littérature scientifique afin d'identifier les principales zones d'ombres et pistes de recherche sur les SE et leur intégration dans les processus de prise de décision¹⁶. De façon synthétique, ils présentent ce résultat sous la forme de vingt questions réparties en cinq catégories :

¹⁶ De telles revues et conclusions sur les pistes de recherche à explorer dans le domaine des SE sont aussi présentées dans ICSU (2008), TEEB (2010) et dans Braat et De Groot (2012) en ouverture du premier numéro de la revue *Ecosystem Services*. Leurs conclusions sont similaires en bien des points à celles de De Groot et al. (2010).

1. La compréhension et la quantification de la production de SE par les écosystèmes ;
2. L'évaluation économique des SE ;
3. L'utilisation des SE dans les prises de décisions ;
4. L'utilisation des SE dans la planification, l'aménagement et la gestion du territoire ;
5. Le financement d'une utilisation durable des SE.

Parmi ces questions, certaines relatives aux points 2 et 4 ont été abordées dans la recherche et les résultats contribuent à y apporter des éléments de réponse. Nous présenterons ici quatre questions qui sont chacune en relation avec un chapitre de la thèse. Ceci nous permettra de démontrer à la fois les contributions méthodologiques et les contributions régionales que nos travaux apportent.

- Question 1 en lien avec le **Chapitre 3** : « *How can values (ecological, social and economic) be mapped to facilitate the use of ecosystem services in (spatial) landscape planning and design?* » (De Groot et al., 2010, p. 261)

La première question de recherche portait sur le lien entre l'utilisation des sols de la région de Montréal et la valeur des SE. En utilisant une méthodologie d'analyse spatiale joignant cartographie du territoire et transfert de bénéfices, nous avons montré dans le Chapitre 3 que les écosystèmes naturels et semi-naturels de la région ont une valeur non marchande significative, de l'ordre de 2,2 milliards de dollars par année. Cette étude s'inscrit dans l'esprit des travaux de Costanza et al. (1997) et du mouvement conservationniste qui utilisent l'évaluation économique des SE dans l'objectif de sensibiliser l'opinion publique et les décideurs à la question des écosystèmes et de leur contribution aux collectivités (Maes et

al., 2012b, Schägner et al., 2013). En ce sens, le Chapitre 3 constitue une étude de cas qui cartographie une information nouvelle sur l'évaluation économique des SE pour la région d'étude et traduit les effets de l'utilisation actuelle des sols de la région de Montréal sur la valeur non marchande de ses écosystèmes. Les représentations graphiques présentées à la figure 3.3 ramènent à la question de De Groot et al. (2010). Nous montrons que dépendamment de la couverture de sol des sous-régions de la zone cible, les municipalités régionales de comté (MRC), la valeur non marchande varie significativement et ce, avec une opposition marquée entre la valeur et la superficie des écosystèmes en région rurale, périurbaine et urbaine. En ce sens, les écosystèmes que l'on retrouve dans les MRC situées en territoire urbain et périurbain montrent une valeur moyenne à l'hectare plus élevée que les MRC en région rurale. Par contre, la valeur totale non marchande des MRC rurales est plus grande car l'on y retrouve de plus grandes superficies naturelles et semi-naturelles. Ces conclusions rejoignent notamment les travaux de Liu et al. (2010) qui montrent aussi cette relation en cartographiant la valeur des SE pour l'État du New Jersey. La démarche cartographique que nous proposons permet la visualisation de cette dynamique sous-régionale qui facilite la représentation et l'usage des SE dans une perspective d'aménagement du territoire.

- Question 2 en lien avec le **Chapitre 4**: « *What is the relationship between ecosystem management state and the provision of ecosystem services (both on individual services and the total mix of ecosystem services)?* » (De Groot et al., 2010, p. 261)

Toujours en réponse à la première question de recherche, nos travaux exposés au

Chapitre 4 utilisent une démarche similaire au Chapitre 3 pour montrer les effets de l'étalement urbain sur la valeur des SE. Si nous n'y proposons pas de nouvelles avenues méthodologiques, l'approche utilisée permet de se pencher sur la question avancée par De Groot et al. (2010) à savoir comment les politiques d'aménagement et de gestion du territoire affectent les SE. Pour ce, en recourant à des analyses cartographiques du territoire des années 1960 à 2010, nous avons mis en exergue les incidences de l'étalement urbain, et des politiques qui l'ont accompagné, sur la valeur totale des SE de la région métropolitaine de Montréal. Nous avons entre autres mesuré une perte annuelle de 236 millions de dollars par année entre les années 1966 et 2010. Dans la littérature, certains auteurs ont trouvé des résultats allant dans une direction similaire (e.g. Kreuter et al., 2001, Li et al., 2010, Mendoza-González et al., 2012), mais aucune étude ne se penche sur une période aussi longue. Conséquemment, puisque la région métropolitaine de Montréal a expérimenté un étalement urbain typique du processus nord-américain durant la deuxième moitié du 20^{ième} siècle, cette étude permet de présenter le cas de Montréal comme une analyse plus générale des effets de l'expansion urbaine sur la valeur des SE en Amérique du Nord.

- Question 3 en lien avec le **Chapitre 5**: « *How to make economic and social valuation of landscape and ecosystem services consistent and comparable?* » (De Groot et al., 2010, p. 261)

L'objectif de la deuxième partie de la thèse était de comprendre la valorisation des SE par la population dans une perspective d'aménagement futur de leur environnement. Nous avons utilisé dans le Chapitre 5 des méthodes de préférences exprimées pour mesurer un consentement à payer de 159 et 333 dollars par ménage par année, dépendamment de la

méthode utilisée, pour une diversification des paysages en milieu agricole. Nous avons également trouvé des valeurs pour trois autres SE, ce qui amène des éléments de réponse à notre question de recherche et une contribution au niveau de l'évaluation économique des SE régionale.

Bien que dans notre étude nous ayons utilisé la méthode des choix multi-attributs (MCMA) pour analyser quatre SE, certains auteurs l'ont utilisée pour évaluer différentes composantes des paysages (e.g. Dachary-Bernard, 2010, Jianjun et al., 2013). Cette approche nous semble plus appropriée à l'étude des paysages que celle de la méthode d'évaluation contingente (MEC), car elle permet de désagréger le paysage en ses principales composantes. L'analyse distincte des composantes paysagères permet notamment de mesurer les avantages associés avec la mise en œuvre de politiques multidimensionnelles (Dachary-Bernard et Rambonilaza, 2012). Outre la mesure des consentements à payer (CAP), les conclusions de ce chapitre renvoient à la question de De Groot et al. (2010) et nous permettent aussi d'affirmer que l'emploi d'une question ouverte dans la MEC comporte des limites. Nous recommandons, à l'instar de Arrow et al. (1993) et Adamowicz et al. (1998), l'utilisation d'une question fermée pour produire des résultats moins variables et permettre de meilleures comparaisons entre différents sites et méthodes.

- Question 4 en lien avec le **Chapitre 6**: « *What are the most appropriate economic and social valuation methods for ecosystem and landscape services, including the role and perceptions of stakeholders?* » (De Groot et al., 2010, p. 261)

Dans le Chapitre 6, nous répondons aux limites méthodologiques soulevées au Chapitre 5 en utilisant un format de question fermée dans la MEC. Les résultats montrent que cette

méthodologie fournit des résultats convergents entre les deux méthodes et diminue les incertitudes soulevées par les démarches de préférences exprimées. Ils nous permettent en ce sens de répondre à des questions soulevées dans la littérature sur l'incertitude des mesures par préférences exprimées (Lockwood et Carberry 1999, Mogas et al., 2005, Colombo et al., 2006). Nous estimons avec la MCMA et la MEC des CAP de la population du Québec de 389 à 455 dollars par ménage par année respectivement pour une amélioration de la situation des milieux humides dans la province. Combinés à ceux présentés dans le chapitre précédent, ces résultats répondent à notre deuxième question de recherche et nous permettent d'affirmer que la population valorise significativement la contribution de la biodiversité et des écosystèmes à sa qualité de vie. Ils apportent donc une contribution régionale en fournissant des valeurs qui pourraient intégrer localement des outils d'aide à la décision et des instruments économiques relatifs à des marchés pour SE.

La moins grande variabilité dans les résultats obtenus par la MCMA nous amène à suggérer l'emploi de cette méthode plutôt que la MEC lorsque le contexte est approprié et réfère à la question de De Groot et al. (2010) sur le choix des méthodes à utiliser, une conclusion qui rejoint les recommandations d'autres auteurs comme Adamowicz et al. (1998), Bateman et al. (2002) et Christie et Azevedo (2009). Toutefois, la convergence des résultats montrée dans notre étude nous permet d'affirmer la robustesse des résultats des méthodes de préférences exprimées en général et d'encourager leur emploi dans des contextes qui leur sont favorables.

7.2. Réflexions

7.2.1. Limites conceptuelles des SE

La recherche sur les SE constitue un champ d'investigation qui s'amorce dans les années 1950 et dont le concept s'est raffiné avec les travaux des frères Odum et le rapport SCEP (*Study of Critical Environmental Problems*, 1970) en faisant référence aux «services publics issus des fonctions des écosystèmes». Le concept évoluera au cours des deux décennies suivantes pour intégrer une dimension conservationniste portant sur la réflexion globale des impacts et l'irréversibilité des actions humaines sur la nature (Ehrlich et Mooney, 1983). Cette approche du concept de SE comme base du néo-conservationnisme, qui sera définie ultimement dans le livre de Daily (1997), fait écho à la mouvance internationale qui découle du rapport Bruntland (Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987) et du Sommet de la Terre de Rio en 1992. Toutefois, si la base conceptuelle des SE trouve naissance dans le champ de la conservation, l'évolution récente du concept et son appropriation par les secteurs public et privé amènent des auteurs à parler d'un glissement du concept de « services écosystémiques » vers celui de « services environnementaux » où le fonctionnement de l'écosystème n'est plus central, mais laisse plutôt place à des composantes utilitaristes et individuelles de la nature (Spash, 2009, Norgaard, 2010, Peterson et al., 2010, Bonin et Antona, 2012, Serpantié et al., 2012). Ces composantes se voient décrites et institutionnalisées en vue de les intégrer à des dispositifs politiques faisant le plus souvent référence à des dynamiques de marchés.

Dans cette perspective de dualité entre SE et services environnementaux, bien que

l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EEM) reconnaît les fondements écologiques du concept de SE, son interprétation est une hybride entre l'écologie, la culture et l'économie et vise à donner un caractère politique aux SE. L'objectif d'en faire un concept holistique pour l'action politique environnementale fait que le concept de SE a évolué vers des formes de compromis politiques et entraîne la réduction du concept de SE à une reconnaissance de ses formes d'utilité pour les sociétés humaines (Serpantié et al., 2012). Cette vision débouche sur une idéalisation de la nature où la considération des seules formes positives des SE ne fournit en fait qu'une vision partielle de la réalité. Les travaux qui incluent à la fois les services affectant positivement et négativement le bien-être humain¹⁷ sont relativement rares et n'intègrent pas l'action politique (Lévêque, 2007, Swinton et al., 2007, Zhang et al., 2007, Lyytimäki et al., 2008, Dunn, 2010, Escobedo et al., 2011, Serpantié et al., 2012).

L'approche que nous faisons des SE dans la thèse rejoint cette distinction entre les visions conservationnistes (Chapitres 3 et 4) et utilitaristes (Chapitres 5 et 6) des SE abordées au Chapitre 1. Dans la dernière, le rapprochement que nous faisons entre flux de services, leurs valeurs économiques et l'implication de systèmes de gestion et d'aménagement par des politiques publiques renvoie à une considération des SE qui s'inscrit dans la généralisation et l'institutionnalisation du concept.

Si les acteurs clés de la mouvance des SE¹⁸ soulignent le pragmatisme de l'approche des

¹⁷ Pour illustrer les impacts négatifs de la nature sur les activités humaines, le terme « disservices écosystémiques » est parfois employé (Lyytimäki et al., 2008).

¹⁸ Le concept de SE fut initialement associé à une mouvance anglo-saxonne dont les auteurs les plus importants sont au cœur des publications phares de ce champ et ont un poids important dans les directions prises par la recherche et les agendas politiques et institutionnels. À ce titre, nous pouvons entre autres mentionner Robert Costanza, Gretchen Daily et Harold Mooney qui ont largement contribué aux initiatives de l'EEM, TEEB et récemment à la mise sur pied de l'IPBES. Si ces auteurs ont une grande influence, la notion de bénéfices rendus

SE telle qu'interprétée par l'EEM et son potentiel pour juguler certains problèmes environnementaux, d'autres soulignent le caractère réducteur, voire pernicieux, d'une telle approche (Lévêque, 2007, Sullivan, 2009, Norgaard, 2010, Spash 2009, 2012, 2013). Norgaard (2010) pose d'ailleurs que la conception actuelle des SE a migré dans les 15 dernières années d'une illustration métaphorique de la nature bienfaisante destinée à réveiller la société, l'amener à réfléchir plus profondément à son importance et aux conséquences de sa destruction, vers un modèle dominant de la politique et de la gestion de l'environnement. Dans une perspective économique, les SE constituent selon lui maintenant une industrie florissante en termes de services professionnels et leur référent à des marchés de SE et paiements pour services écosystémiques participe au maintien de l'illusion de la consommation et croissance continue et soutenue.

Des critiques du concept de SE sont aussi formulées par des communautés de chercheurs travaillant sur les relations fonctionnelles des écosystèmes. Pour eux, la biodiversité et les écosystèmes ont droit d'exister indépendamment de l'importance de l'utilité qu'ils procurent aux sociétés humaines (Norgaard et Bode, 1998, Chapin et al., 2000, Diaz et al., 2007, Zhang et al., 2007, Gordon et al., 2010). L'anthropocentrisme qui sous-tend le concept de SE entraîne aussi des questions sur l'éthique de la place de l'être humain dans la biosphère : leur utilisation doit être cohérente avec les perceptions être humain-nature des sociétés où on en fait usage (Lescuyer, 2000, Sullivan, 2009). La séparation « être humain-nature », inhérente au concept de SE, est en opposition au sein de plusieurs groupes culturels où la relation entre systèmes

par la nature ne doit pas être uniquement attribuée à cette école. Par exemple, en France l'inclusion du terme SE dans l'univers agricole n'est apparue que vers 2002, les acteurs préférant se référer au concept de multifonctionnalité de l'agriculture (Valette et al., 2012). La distinction s'observe aussi au Canada où la recherche et l'institutionnalisation politique et organisationnelle dans le Canada anglais est importante depuis les années 1990, alors que son intégration dans les sphères politiques, scientifiques et environnementales au Québec n'est que très récente.

humains et naturels est différente de la pensée occidentale, notamment dans les cultures où la nature recèle un caractère sacré qui rend impensable de la considérer comme une pourvoyeuse de services subordonnée aux besoins humains (Berkes et al., 2000, Lescuyer, 2000, Berkes, 2008, Sullivan, 2009).

L'incertitude fondamentale liée aux fonctions des écosystèmes, aux effets de seuils et points de bascule et aux processus de production des SE sont d'autres arguments avancés pour questionner cette approche et en souligner la complexité (Farber et al., 2002, Limburg et al., 2002, Chevassus-au-Louis et al., 2009, Cardinale et al., 2012, Hooper et al., 2012, Mitchell et al., 2013). Si les incertitudes scientifiques ont davantage été étudiées, les incertitudes sociétales, notamment en ce qui a trait à la valorisation des services culturels et aux conditions d'arbitrages, soulignent les enjeux de gouvernance qui sont liés à la question des SE (Lescuyer, 2000, Rodriguez et al., 2006, Corbera et al., 2007, Raudsepp-Hearne et al., 2010b, Barnaud et al., 2012). Ces critiques et mises en relief de la pertinence d'une considération de la nature comme productrice de services se rapportent à l'analyse biophysique des SE, elles sont d'autant plus exacerbées lorsque qu'il est question de leur valorisation monétaire.

Dès les premières représentations économiques de la biodiversité et des écosystèmes, les enjeux éthiques sont soulevés. En parlant de *Safe Minimum Standard*, Ciriacy-Wantrup (1952) pose que la monétisation de ce qui sera nommé plus tard la biodiversité amène la possibilité de son échange sur des marchés et revient à considérer la conservation comme une limitation des activités économiques. De façon similaire, Hansson et Wackernagel (1999) réfutent l'idée d'une évaluation économique de la nature comme solution aux problèmes de dégradation en soutenant que la résolution d'un problème par son enchâssement dans le système qui est à son origine ne peut être efficace et que cette approche renforce l'idée d'une division « être

humain-nature ».

La médiatisation récente de la valeur économique des SE apparaît donc comme une lame à double tranchant. D'un côté, la reconnaissance des bénéfices des SE facilite leur inclusion dans des dispositifs politiques et de l'autre, une représentation simplifiée de cette contribution par des « gros chiffres » entraîne certaines dérives. À titre d'exemple, Jean-Christophe Vié, directeur du programme sur les espèces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) à propos de la production de SE par la nature :

« [...] *it's time to recognize that nature is the largest company on Earth working for the benefit of 100 percent of humankind – and it's doing it for free.* » (tiré de Sullivan, 2009, p. 19)

Cette conception, qui peut sembler *a priori* naïve, sous-tend une idée répandue où la représentation économique des SE peut s'inscrire dans une logique « gagnant-gagnant » apte à stimuler l'économie et juguler la dégradation de l'environnement. Cette vision idéaliste s'est largement développée par le concours de la création de marchés pour de nouveaux produits, principalement celui du carbone, et par la publication de l'EEM (Sullivan, 2009).

Cette « simplification » du mariage entre la science économique et écologique est aujourd'hui encore source de débat au sein des écoles de pensées économiques. Si la naissance du courant de l'économie écologique faisait appel à l'intégration des principes de thermodynamique et des caractéristiques fonctionnelles des écosystèmes (e.g. Georgescu-Roegen, 1971, Daly, 1977), certains ont senti une érosion de cette démarche transdisciplinaire qui se traduit par la reconsidération de ce courant épistémologiquement proche parent de

l'économie néo-classique de l'environnement et des ressources naturelles (Ehrlich, 2008). À cet effet, dans un récent article, Spash (2013) rappelle les différences fondamentales entre ces courants et plaide pour une révision des paradigmes fondateurs de l'économie écologique:

« Ecological economics and its policy recommendations have become overwhelmed by economic valuation, shadow pricing, sustainability measures, and squeezing Nature into the commodity boxes of goods, services and capital in order to make it part of mainstream economic, financial and banking discourses. There are deeper concerns which touch upon the understanding of humanity in its various social, psychological, political and ethical facets. The relationship with Nature proposed by the ecological economics movement has the potential to be far reaching. » (Spash, 2013, p. 351)

7.2.2. Les enjeux de l'évaluation économique des SE

Ces critiques et « dérives » de l'évaluation économique des SE sont donc source de débat entre différents courants, institutions et acteurs du milieu économique. Selon Farley (2012), les principaux enjeux et débats économiques relatifs aux SE font intervenir trois champs particuliers : la nature et les conditions de production des SE, leur allocation et l'efficacité des activités économiques.

Dans une perspective économique, la nature et les conditions de production des SE font intervenir la question de soutenabilité¹⁹ et la présente sous deux dimensions (Farley, 2012). La première est une soutenabilité écologique où la diversité des écosystèmes et de leurs composantes et leur productivité participent à leur résilience par la dynamique entre biodiversité, fonctions et services des écosystèmes et facteurs de pression (Cardinale et al., 2012, Hooper et al., 2012, Maes et al., 2012a). La deuxième fait référence à une soutenabilité économique où les systèmes économiques doivent s'assurer du maintien d'une diversité de SE qui sont utilisés par les humains (Shogren et Tschihart, 2001). Cette dualité amène des questionnements importants:

- Quelle approche entre la soutenabilité forte et faible, dans une logique de substitution entre capitaux naturels et humains, doit être favorisée?
- Si l'analyse économique classique repose sur l'évaluation de changements marginaux dans les coûts et avantages économiques, comment prendre en compte les effets de seuil qui mènent à des points de bascule des systèmes naturels?
- Quelles sont les limites de la croissance ? Dans une perspective de ressources limitées, de soutenabilité variable et de points de bascule, ce questionnement, qui ramène à la pensée de Boulding (1966), est toujours actuel²⁰.

¹⁹ Dans le débat sur les modèles économiques de croissance qui s'amorce dans les années 1970, Hartwick (1977) et Solow (1986) suggèrent que, dans une optique d'équité intergénérationnelle, il faut maintenir le stock de capital, ce qui peut être fait en conservant le capital naturel ou en le substituant par un capital humain développé par les rentes tirées de l'exploitation des ressources naturelles non renouvelables. Cette approche dite soutenabilité faible suppose la substituabilité entre capital naturel et humain. La soutenabilité forte pose plutôt que le capital naturel et le capital humain sont complémentaires et non substituables (Costanza et Daly, 1992).

²⁰ Depuis les réflexions de Boulding (1966), le débat s'est affiné en se détachant de la simple notion de croissance pour introduire d'abord les notions de l'intensité énergétique, puis de l'intensité écologique de cette croissance.

Nous avons abordé dans la thèse une approche marginaliste avec la mesure de flux annuel de SE et d'estimation de la variation d'unités marginales. Si cette approche est cohérente avec la démarche économique standard (Kolstad, 2010), certains la posent comme inadéquate pour l'analyse de systèmes complexes comme ceux liant « être humain-nature » qui ne sont pas linéaires et où l'on peut voir apparaître des phénomènes émergents comme des boucles de rétroaction ou des points de bascule écologiques (e.g. Perrings et Pearce, 1992, Shogren et al., 1999, Tschirhart, 2000, Shogren et Tschirhart, 2001, Liu et al., 2007, Farley, 2008). D'un point de vue économique, les points de bascule sont des phases de transition où, quand un système franchit un seuil, un très petit changement dans l'activité économique peut avoir des répercussions énormes, dont la perte irréversible d'un capital naturel critique au maintien des fonctions écosystémiques et dont les coûts entraînés sont inacceptables pour la société (Farber et al., 2002, Peterson et al., 2003, Ring et al., 2010). Les changements climatiques (IPCC, 2013), l'érosion globale de la biodiversité (Cardinale et al., 2012) et le changement d'utilisation des sols (Foley et al., 2005, Sala et al., 2010) constituent des facteurs de risques accrus pouvant entraîner des effets de seuils ou points de bascules dans les écosystèmes.

En économie, les courbes d'offre et de demande sont basées sur l'analyse marginale où la valeur est généralement mesurée en termes de coûts d'opportunité, ou d'arbitrages (*tradeoffs*), et qui, dans le cas des SE, estiment ce que le consommateur est prêt à sacrifier lorsque la quantité de SE ou de capital naturel critique varie d'une unité. Lorsqu'un écosystème fournit des services en quantité importante, les effets de seuil et points de bascule sont loin et les SE peuvent être relativement peu valorisés. Si le capital naturel critique baisse, les avantages qu'il

procure deviennent plus importants et une petite variation de quantité de SE qui l'approche du seuil augmentera grandement sa valeur marginale²¹.

De ce point de vue, il est légitime de se demander si les méthodes de préférences exprimées constituent la meilleure façon d'aborder la valorisation de l'évolution future du territoire comme nous le faisons aux Chapitres 5 et 6. Sont-elles aptes à saisir la nature variable des systèmes naturels dans le cas du territoire montréalais? Gonzalez et al. (2013) ont évalué la résilience de la biodiversité dans les régions de Montréal et de la Montérégie en intégrant les facteurs de pressions sur les habitats que constituent les changements climatiques et une perspective de *statu quo* dans le changement d'utilisation des sols. S'ils montrent un potentiel de pertes majeures de connectivité écologique dues à la fragmentation des écosystèmes et au changement de distribution des niches écologiques, il demeure périlleux d'estimer les frontières des effets de seuils et points de bascule; la complexe dynamique des écosystèmes et systèmes humains, tout comme les limites des outils de modélisations, empêchent la pose d'un diagnostic précis.

Devant cette situation, notre approche par rapport aux SE étudiés dans les chapitres de la thèse est-elle pertinente? Les valeurs marginales n'augmentent rapidement que pour les ressources qui sont essentielles et non substituables, dont la demande est inélastique (Brown et Layton, 2001). La demande devient d'ailleurs parfaitement inélastique au seuil des points de bascule, lorsque l'accès à une unité supplémentaire de la ressource est essentielle, par exemple pour les derniers individus d'une espèce menacée (Brown et Layton, 2001, Shogren et Tschirhart, 2001). Si en revanche un substitut existe pour un type de capital naturel, sa valeur

²¹ Ce lien entre rareté et utilité des ressources n'est pas sans rappeler le paradoxe de l'eau et du diamant posé par Adam Smith.

marginale ne peut pas dépasser le prix du substitut et l'analyse marginale reste appropriée, tel que l'expriment des techniques de valorisations comme les prix de marché direct (Kolstad, 2010). Si dans la thèse nous évaluons certains SE qui sont substituables (e.g. contrôle des inondations, activités récréatives, contrôle biologique, traitement des polluants, approvisionnement en eau), d'autres ne le sont pas, ceux liés à la biodiversité et aux paysages par exemple.

Nous soutenons que les approches utilisées dans la thèse sont pertinentes pour estimer les variations de valeurs lorsque les services ne constituent pas un capital naturel critique; elles gagneraient à être enchâssées dans des systèmes et dispositifs politiques qui reconnaissent ces frontières et favorisent un respect des capacités de production et d'assimilation des écosystèmes. Ces choix normatifs entre soutenabilité forte ou faible et la fixation d'un seuil de capital naturel critique respectueux du principe de précaution²² constituent en soi des choix de société.

De façon similaire, ces choix normatifs s'appliquent aussi aux deux autres éléments de débat soulevés par Farley (2012) en économie des SE : l'allocation et l'efficacité. L'allocation, en termes d'équité de la distribution des ressources entre les groupes et les individus, réfère à la distribution des SE où les droits de propriété sur des structures des écosystèmes (producteurs de SE) et les bénéfices qu'ils génèrent (utilisateurs de SE), sont souvent en conflits d'usages (i.e. coûts et bénéfices sociaux vs privés) (Wunder et al., 2008). Dans sa gestion de l'allocation, le décideur fait face à des situations et contraintes difficiles touchant par exemple à la justice distributive où, d'un point de vue conséquentialiste, les décisions

²² Ce type de choix normatif basé sur le principe de précaution n'est pas sans rappeler la signature du Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone.

devraient donner un poids supérieur aux préférences de ceux qui en dépendent le plus, généralement les individus ou les communautés plus pauvres qui ne peuvent pas se procurer de substituts.

Ces questions font donc appel à la notion de droits de propriété. Si les structures fonctionnelles des écosystèmes peuvent plus facilement être soumises à une approche de droits de propriété, une large frange de SE qui en découlent font partie d'un héritage commun (Barnes, 2006). Comment en effet créer des droits de propriété individuels pour des services de régulation ou culturels par exemple? Si une approche coasienne de droits de propriété a été utilisée dans une majorité de textes internationaux visant à réguler la gestion de la biodiversité, cette généralisation de la propriété privée ne tient pas compte des caractéristiques fonctionnelles des écosystèmes et ne s'avère pas la solution la plus efficace (Gómez-Baggethun et al., 2010, Trometter, 2010).

Cet enjeu de la distribution des ressources fait intervenir des mécanismes d'appropriation des SE. Il existe différents types de problèmes d'allocation et les institutions économiques qui allouent les ressources de manière efficace pour un type de problème peuvent être inefficaces pour un autre type de problème, ce qui mène à la fois à des définitions variables de l'efficacité et des recommandations politiques pour sa mise en oeuvre (Farley, 2012). De façon large, deux écoles se distinguent quant aux mécanismes d'allocation des SE : celle de l'efficacité de *Pareto* (en référence à l'optimum de *Pareto*²³), généralement reliée au courant de l'économie du bien-être et par extension à celle de l'environnement, et celle de

²³ Un optimum de Pareto est une situation dans laquelle l'état de la société est optimal et où on ne peut pas améliorer le bien-être d'un agent économique sans dégrader celui d'un autre.

l'efficacité écologique, principalement liée au courant de l'économie écologique (Barnaud et al., 2012, Farley, 2012, Spash, 2013).

Pour les premiers, la meilleure allocation, autant des structures que des services des écosystèmes, dépend de l'octroi de valeurs monétaires adéquates aux éléments naturels et de leur juste intégration dans les décisions économiques. Cela appelle à une sorte de marchandisation des SE qui peut prendre la forme d'internalisation d'externalités (positives ou négatives) faisant intervenir des outils de marchés (*Market-based instruments*), les marchés pour SE ou les paiements pour SE, arrangements institutionnels ou compétition entre acteurs qui nécessitent une rétribution pour la fourniture ou le maintien de SE (e.g. Robertson, 2004, Karsenty, 2007).

Pour les seconds, cette vision de l'économie des SE contribue à mettre un trop fort accent sur les solutions du marché. S'ils ne rejettent pas toutes les initiatives d'évaluation économique des SE, ils prônent que seules certaines facettes des SE puissent être monétisées. Ils maintiennent un point de vue critique à l'égard du langage monétaire : différents types de valeurs ne peuvent pas être exprimées dans une unité de mesure monétaire commune (Norgaard, 2010, Spash, 2012, 2013). Une allocation efficace des ressources appelle donc à la fois à une soutenabilité écologique forte et une juste répartition, qui ne peut être atteinte uniquement grâce à des mécanismes de marché (Martinez-Alier et al., 1998, Martinez-Alier, 2002). Si le pari est pris que la plupart des SE ne peuvent pas et ne doivent pas être intégrés au marché, des institutions économiques alternatives doivent veiller à la soutenabilité écologique et la distribution équitable des ressources, sans nécessairement avoir recours au marché. L'application pratique de ces mécanismes d'allocation et d'efficacité est intimement liée à

l'inclusion du concept de SE dans les agendas politiques. Ceci nous amène à discuter de la situation au Québec face aux résultats de la thèse.

7.2.3. Intégration de l'évaluation économique des services écosystémiques dans des dispositifs politiques au Québec

Avec une recherche sans cesse croissante sur la valeur monétaire des SE, l'intérêt a grandi dans les années 2000 pour la conception d'instruments de marché aptes à créer des incitations économiques pour la conservation et l'aménagement du territoire au niveau international (e.g. Daily et Matson, 2008, Karsenky, 2013). De manière générale, on reconnaît que l'utilisation des évaluations économiques des SE dans des dispositifs politiques se fait principalement dans des perspectives décisionnelles (arbitrages ou *trade-offs*, politiques d'aménagement et de gestion du territoire et approches participatives), techniques (compensation, fixation des prix et instruments de marchés) et informatives (sensibilisation, justification et comptabilisation) (Laurans et al., 2013).

La figure 7.1 montre un cadre simplifié du rôle que les SE peuvent jouer dans la prise de décision. Selon nous, l'objectif central de l'évaluation économique des SE est de maximiser la compréhension des effets des politiques sur la production des SE afin de prendre de meilleures décisions d'actions relatives à l'utilisation des terres et autres éléments du capital naturel. De façon générale, on divise cette étude des SE par l'analyse biophysique des écosystèmes et leur dynamique de production de SE, l'analyse économique des SE et l'analyse des dispositifs politiques. La figure 7.1 illustre les contributions de la thèse dans cette perspective globale de

l'analyse des SE dans la région de Montréal. Si les démarches d'évaluation économique des SE des chapitres 3 et 4 s'inspirent d'abord d'un objectif de sensibilisation, les chapitres 5 et 6 s'inscrivent dans une perspective de développement d'outils économiques pour les processus de décision publique, il n'y a donc pas de chevauchement direct entre les deux approches.

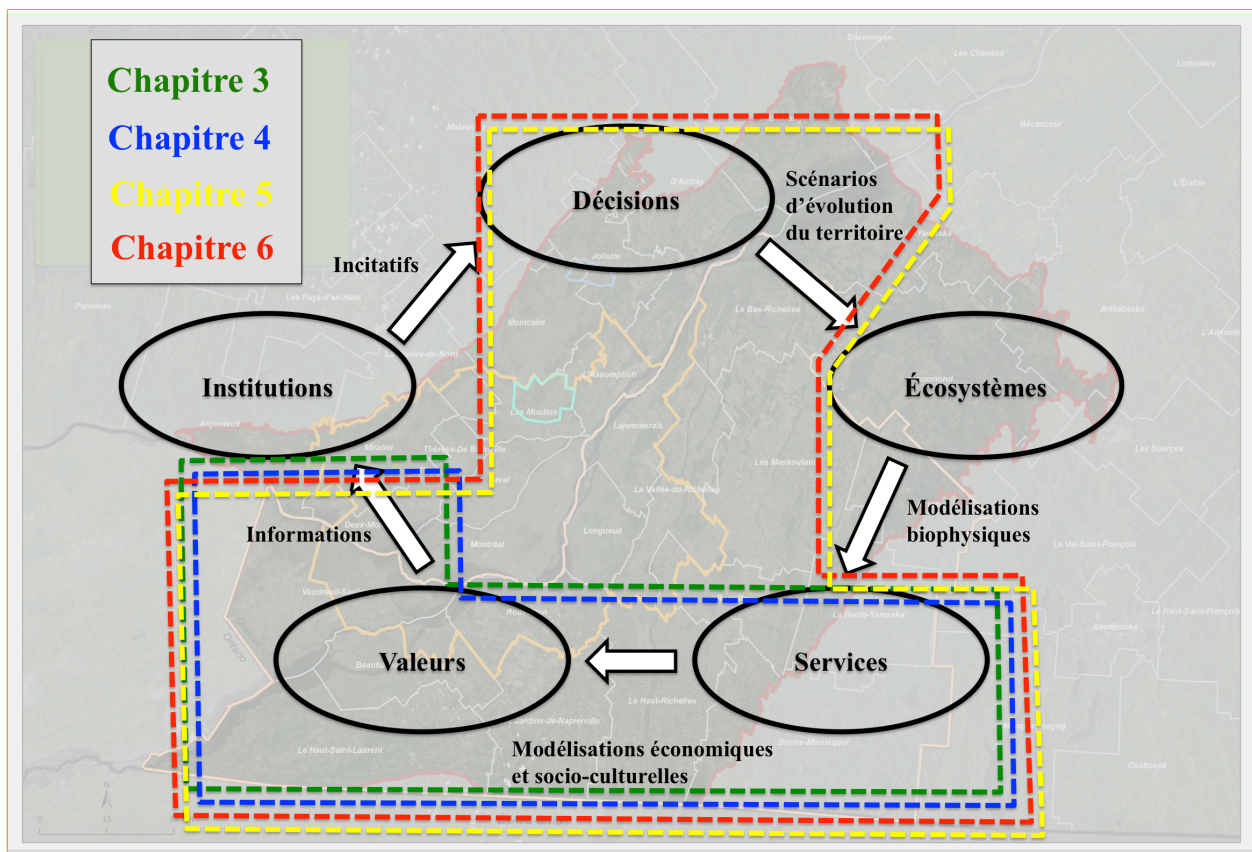


Figure 7.1. Contribution des chapitres de la thèse à l'analyse générale des SE dans la région de Montréal (partiellement adapté de Daily et al., 2009).

À l'instar de Pagiola et al. (2002) qui posent que la première étape vers un changement institutionnel est de réaliser des « démonstrations » typiques de la démarche de valorisation de SE, nous nous inscrivons au Chapitre 3 dans des démarches de comptabilité verte. Au Chapitre

4, nous y ajoutons une dimension sur les politiques d'aménagement du territoire. Dans ces démarches, la relation « valeur information » prime sur celle de « service-valeur économique ». Le Centre de la science de la biodiversité du Québec (CSBQ) et l'Institut de la statistique du Québec (ISQ) ont récemment initié une démarche de comptes des écosystèmes. Cette initiative s'inscrit dans une demande du Gouvernement du Québec pour de nouvelles informations sur le capital naturel pouvant intégrer les indicateurs de développement durable (ISQ, 2011). Qui plus est, l'approche écosystémique et le concept de SE s'intègrent progressivement dans des lois, politiques et programmes gouvernementaux, comme la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (RLRQ, c. A-18.1), la Politique nationale de l'eau (MDDEP, 2011), la *Loi concernant des mesures de compensation pour la réalisation de projets affectant un milieu humide ou hydrique* (RLRQ, c. M-11.4) et les orientations gouvernementales en matière de diversité biologique (MDDEFP, 2013e). Les résultats des Chapitre 3 et 4 s'intègrent donc dans cette optique.

Si la rétribution pour des aménités naturelles est observée depuis longtemps (Serpantié et al., 2012), l'utilisation croissante et plus récente des démarches d'évaluation économique des SE dans des outils comme les paiements pour SE et les marchés pour SE nous ramène aux travaux de Pagiola et al. (2005) et de Wunder (2005) qui résonnèrent dans les sphères institutionnelles et aboutirent à une mise en pratique dans des activités sectorielles comme l'agriculture et la foresterie (FAO, 2007). Selon Wunder (2005), les paiements pour SE sont des transactions volontaires entre un ou des fournisseurs et bénéficiaires concernant des SE prédéfinis et qui font l'objet d'ententes conditionnelles, on parlera dans ce cas de services environnementaux (Barnaud et al., 2012). L'archétype du paiement pour SE est une intégration d'un « service-externalité », un effet externe environnemental provenant d'activités

et qui n'est pas intégré aux marchés (Karsenty, 2013). Les résultats du Chapitre 5 s'inscrivent dans cette lignée alors que nous visons, par un soutien public, à favoriser la production de SE par des acteurs privés en milieu agricole. Si notre étude porte sur des aménités paysagères qui n'intègrent pas de dispositifs politiques spécifiques au Québec (ni au Canada), des initiatives similaires existent toutefois pour d'autres SE. Avant de se pencher sur la réalité du Québec, mentionnons qu'au Canada en général, le recours aux instruments économiques relatifs aux SE est limité et s'est fait tardivement, comme l'a souvent souligné l'OCDE (OECD, 2008, Kenny et al., 2011). À l'heure actuelle, cette utilisation d'instruments économiques au Canada se cristallise dans environ 40 politiques provinciales et fédérales ou projets pilotes, principalement dans les domaines liés à la forêt, à l'agriculture et au traitement de l'eau (Kenny et al., 2011).

À cet effet, la politique la plus importante de paiement direct pour SE en milieu agricole est le Programme Prime-Vert du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ, 2013), financé conjointement avec Agriculture et Agro-alimentaire Canada (AAAC). Dans le cadre stratégique pour la période 2013-2018, on retrouve des dispositifs de paiements directs pour les exploitants agricoles qui visent la production ou le maintien de SE comme le contrôle biologique, la régulation du climat, la fertilité des sols et le cycle des nutriments, le contrôle de l'érosion, la qualité de l'eau et les habitats pour la biodiversité (MAPAQ, 2013). Notre étude constitue à cet égard une source d'information pour d'éventuelles mises en application de contrat de paiements pour SE entre fournisseurs (i.e. les agriculteurs) et bénéficiaires (i.e. les usagers et les institutions publiques) dans une perspective de maximisation de bénéfices sociaux pour des SE paysagers.

Dans un raisonnement similaire, Jeannaux et al. (2011) et Barnaud et al. (2012) suggèrent que la fourniture de SE dans une optique de services environnementaux peut aussi prendre la forme de « service-activité ». Si dans le cas du « service-externalité », une modulation des activités ou des pratiques change la prestation des SE, dans le « service-activité », les SE sont indissociables d'un support naturel. Le Chapitre 6 en fournit un exemple : il est posé en hypothèse que les milieux humides fournissent des SE (i.e. qualité de l'eau, habitat pour la biodiversité, prévention des inondations et régulation du climat) et qu'une variation dans le support, ici la superficie de milieux humides, entraînera une variation dans les SE produits. La mise en application de ces dispositifs respecte globalement les conditions d'un paiement pour SE où une relation d'échange entre agents est aussi impliquée (Barnaud et al., 2012). Leur mise en application concerne principalement une gestion de services publics environnementaux fournis par des institutions publiques, bien souvent dans des programmes de gestion de la qualité des eaux (OCDE, 2006). Notre approche est reliée dans une certaine mesure à la démarche de la récente *Loi concernant des mesures de compensation pour la réalisation de projets affectant un milieu humide ou hydrique*. Si cette loi n'est que transitoire, elle propose tout de même un premier cadre légal visant à maintenir le support écosystémique de ces milieux dans une perspective de bien public.

La démarche employée dans ce chapitre renvoie, dans une certaine mesure, aux marchés pour SE, des marchés d'échange pour de « nouveaux produits et services » qui intègrent l'idée d'une concurrence institutionnalisée entre les acteurs, bien que ces échanges soient souvent le

fruit d'une situation contractuelle négociée en amont par les fournisseurs et bénéficiaires (Barnaud et al., 2012, Karsenty, 2013)²⁴.

D'un point de vue critique, outre le respect des conditions écologiques des milieux, ces démarches intègrent aussi une large part d'idéologies : en intégrant dans leurs principes une gestion par droits de propriété et monétarisation de la nature, leurs utilisateurs forment des constructions sociales qui peuvent induire des logiques individualistes, de compétition et de privatisation dans des sociétés préalablement basées sur la communauté et la réciprocité (Vatn, 2005, Karsenty, 2013). Selon une revue de littérature conduite par Bowles (2008), l'évaluation économique des SE peut aussi conduire à des changements profonds dans les comportements et la vision des individus et communautés sur ce qu'est la conservation de la nature en général. Un débat social, alimenté par des travaux de recherche, demeure d'actualité et nécessaire pour une meilleure lecture de l'éthique, du bien-fondé et l'efficacité de telles démarches.

7.3. Travaux futurs

Afin de tracer un portrait global de la contribution des écosystèmes de la région de Montréal au bien-être des communautés et d'approfondir notre réflexion, nous avons proposé une approche par analyse spatiale et par préférences exprimées. Si notre approche et nos résultats répondent à certaines questions méthodologiques, d'autres demeurent ouvertes. Nous

²⁴ Un exemple probant de ces MSE au Québec est l'entrée en vigueur en janvier 2013 du système québécois de plafonnement et d'échange de droits d'émission (SPEDE) (MDDEFP, 2013f), partie intégrante du marché du carbone de la Western Climate Initiative (WCI). Il est aussi à noter que d'autres dispositifs politiques relatifs aux SE sont aussi appliqués au Québec, comme les processus de certification environnementaux qui s'appliquent notamment à la certification des forêts publiques québécoises (MRNF, 2010) et à l'alimentation biologique (CARTV, 2010).

proposons dans cette section un bref regard sur ces questionnements et soulignons des pistes de recherche qui pourraient être envisagées. En conclusion, dans la perspective où s'imbrique l'évaluation économique des SE à des analyses biophysiques et politiques, nous approchons quelques réflexions sur les caractéristiques d'une intégration de ces trois approches.

En ce qui a trait à l'analyse spatiale, le transfert de bénéfices suppose une fonction de méta-évaluation qui fait en sorte que la variance dans l'évaluation économique des SE puisse s'expliquer par les caractéristiques biophysiques et socio-économiques « universelles » dans le temps et l'espace. Ces erreurs de généralisation limitent l'interprétation des résultats des chapitres 3 et 4. En effet, plusieurs facteurs n'ont pas été pris en compte, tels que les méthodologies des études primaires ainsi que le type et le degré de changement marginal des évaluations économiques des SE.

Ce haut degré de variabilité à la source est important dans l'explication de la variance. Si d'autres méthodes de transfert de bénéfices, notamment la méta-analyse, diminuent ces sources d'erreurs (Rosenberger et Loomis, 2001, Navrud et Ready, 2007, Johnston et Rosenberger, 2010), il n'en demeure pas moins que les erreurs de généralisation découlant de la grande variété de périodes, zones géographiques et méthodes analytiques sont inhérentes à l'approche par transfert de bénéfices. Ces erreurs de mesures sont reliées à la fois à l'analyse spatiale et l'évaluation économique des SE (Naidoo et al., 2008, Eigenbrod et al., 2010, Schägner et al., 2013).

Dans le cas de l'utilisation de coefficients de valeurs économiques des SE, les chapitre 3 et 4, tout comme plusieurs autres études (e.g. Liu et al., 2010, Mendoza et al., 2012, De Groot et al., 2012), montrent l'absence de valeur pour plusieurs SE dans divers types d'écosystèmes (*gap analysis*). Une couverture analytique plus complète des SE augmenterait presque

certainement la valeur totale des écosystèmes et, en ce sens, la conduite d'autres études primaires, portant sur un nombre varié de SE, d'écosystèmes et de territoire pourrait pallier à cette limite. Ces conclusions rejoignent celles du récent rapport de Statistique Canada (2013) sur les comptes des écosystèmes du Canada où l'on souligne que le manque d'études primaires locales affecte les résultats de transfert de bénéfices.

Si le recours à des études primaires peut en partie répondre aux limites économiques de mesures du transfert de bénéfices, les questions d'échelle et de dynamique des écosystèmes demeurent pertinentes. Dans une première étude sur la robustesse des analyses spatiales basées sur des substituts (*proxies*), Eigenbrod et al. (2010) montrent que cette méthodologie est en fait un pauvre reflet de la distribution réelle des SE. Le plus grand obstacle à des progrès substantiels dans ce domaine est le manque de données : elles sont tout simplement non disponibles pour la plupart des SE, ce qui conduit aux nombreuses analyses spatiales d'évaluations économiques des SE basées sur des estimations brutes où la qualité des données varie considérablement (Naidoo et al., 2008). Afin de résoudre ces problèmes, des méthodes évoluent afin d'intégrer l'hétérogénéité spatiale dans la construction de modèles statistiques basés sur des données SIG.

Selon Schnäger et al. (2013), les démarches d'évaluation économique des SE par analyse spatiale peuvent prendre cinq formes différentes. Parmi celles-ci, seulement une utilise des fonctions de variation des caractéristiques des écosystèmes où des paramètres spécifiques au site sont couplés aux fonctions de valeur économique des SE afin d'obtenir une estimation de la valeur à chaque emplacement de la zone d'étude. Toutefois, si ces modèles présentent une estimation de l'hétérogénéité spatiale, elles ne tiennent pas compte d'une évaluation économique des SE spécifique aux contextes et sites analysés. Ainsi, les études menées dans

une perspective écologique ont tendance à utiliser des modèles sophistiqués de l'analyse spatiale des SE, mais utilisent le transfert de bénéfices comme unités économiques. L'inverse est vrai pour les études où la question première est de nature économique. Ainsi, les recherches futures dans le domaine de l'analyse spatiale de l'évaluation économique des SE appellent à une meilleure intégration des disciplines concernées (Bockstael et al., 2000, Naidoo et al., 2008, Plummer 2009, Schnägner et al., 2010), comme le tentent certaines initiatives comme les modèles InVEST et ARIES (Daily et al., 2009).

Au niveau des méthodes de préférences exprimées, nous avons soulevé des biais relatifs à ces méthodes. Si nous répondons partiellement à des questions liées au biais d'ancrage (i.e. format de la question de valorisation), d'autres questions importantes méritent d'être approfondies dans des recherches futures. Une des questions les plus actuelles à ce sujet est la conséquentialité et ramène aux biais stratégique et hypothétique, ou comment se comporteraient les répondants sur un marché réel en rapport à celui qu'il démontre sur des marchés hypothétiques.

Le CAP des agents économiques se réfère en grande partie à la perception qu'ils ont du bien ou du service et non pas nécessairement à sa fonctionnalité écologique. En ce sens, l'application de ces méthodes exige une attention particulière afin d'éviter ou d'atténuer cet effet. Par exemple, dans le Chapitre 5, bien que les techniques de préférences exprimées semblent adéquates à l'évaluation du paysage, celles-ci constituent des structures écologiques et sociales dynamiques qui sont complexes et difficiles à comprendre. Les individus peuvent en voir des significations différentes : pour certains le paysage est synonyme d'environnement ou d'écosystème, alors que pour d'autres, il rejoint des considérations davantage esthétiques. Leur bagage d'expériences avec le paysage et leur familiarité avec les outils d'enquête sur ce

sujet sont aussi des éléments qui nous amènent à questionner la cohérence des réponses. Cette considération de la représentativité des écosystèmes et SE évalués s'applique aussi au Chapitre 6 où les milieux humides représentent des écosystèmes aux caractéristiques et fonctions variées qui ne sont pas comprises avec le même degré de finesse entre les répondants.

Si des études ont trouvé une convergence entre les résultats des préférences exprimées et révélées (Carson, 1996, Alpízar et al., 2003, Carson et al., 2001), d'autres ont montré le contraire (List et Gallet, 2001, Little et Berrens, 2004, Murphy et al., 2005). Ceci ramène à la notion de validité de construction qui est liée à la mesure dans laquelle la théorie économique explique les choix et le comportement empirique des répondants (Akter et al., 2008). Comme le soulignent Carson et Groves (2007), la perception par le répondant que l'enquête est hypothétique ne donnera pas forcément des résultats hypothétiques. Ils soulignent plutôt que la question pertinente est de savoir si l'enquête est perçue par les participants comme « conséquente ». Dans une récente étude, Vossler et al. (2012) s'attardent aussi à la question de la conséquentialité en faisant intervenir un modèle de théorie des jeux. Leurs résultats suggèrent la possible révélation des préférences et CAP réels des répondants par des questions hypothétiques, à condition que les participants considèrent leurs décisions comme ayant des chances d'influencer la réalité (e.g. les politiques publiques). Bien que les travaux de Carson et Groves (2007) et Vossler et al. (2012) semblent indiquer une conséquentialité dans les CAP, l'interprétation de leur résultat doit demeurer prudente et appelle à des recherches futures afin de bien mesurer les effets des biais hypothétiques.

En terminant, si nous notons ci-dessus des défis scientifiques importants pour une meilleure analyse économique des SE, la compréhension de l'interdépendance « être humaine » dans la perspective des SE appelle à des travaux pour une meilleure compréhension

des systèmes naturels et de l'intégration de cette compréhension dans la prise de décision. En effet, la nature spécifique des interdépendances entre la structure et la diversité des communautés biotiques et le fonctionnement des écosystèmes sont encore mal compris (Balmford et al., 2002, MEA, 2005, Maes et al., 2010, 2012, Cardinale et al., 2012, Mitchell et al., 2013). En ce sens, la compréhension de la relation quantitative entre la biodiversité, les composantes et structures des écosystèmes et des processus de production de SE doit être approfondie. Dans un contexte de changement global attribuable principalement aux changements climatiques, à l'érosion de la biodiversité et à l'utilisation des terres, d'autres défis se posent pour l'évaluation des effets de seuils des écosystèmes et des incertitudes liées à la relation entre biodiversité et les services écosystémiques (Weitzmann, 2009, Maes et al., 2012a, Cardinale et al., 2012, Hooper et al., 2012, Gonzalez et al., 2013). Afin d'intégrer les démarches d'évaluation économique des SE et conduire à la mise en place de dispositifs politiques localement adaptés, des indicateurs d'état et de performance pourraient mener à cette meilleure intégration des caractéristiques écologiques à un processus plus holistique sur les SE, tout comme le raffinement d'outils de modélisation pour les projections futures du comportement des systèmes naturels (De Groot et al., 2010).

D'un point de vue politique, si les travaux sur l'évaluation économique des SE ont connu une croissance exponentielle dans la dernière décennie, Laurans et al. (2013) montrent une littérature scientifique relativement pauvre quant à la question de l'utilisation qui en est faite. Même si en parallèle se développe aussi une littérature grise sur la question (FAO, 2007), cette conclusion est paradoxale dans la mesure où une telle utilisation est souvent désignée comme la fondation des objectifs et la justification des études d'évaluation économique des SE. Cette absence relative d'étude sur les mécanismes et dispositifs politiques

permettant l'utilisation de la valeur des SE doit selon plusieurs auteurs devenir une question de recherche prioritaire (Daily et al., 2009, De Groot et al., 2010, Serpantié et al., 2012, Laurans et al., 2013). Cette recherche est d'autant plus nécessaire que si les dispositifs politiques ne parviennent pas à intégrer adéquatement l'évaluation économique des SE, cette démarche pourrait s'avérer inefficace autant d'un point de vue social, qu'écologique et économique :

« (...) conservation has a history of placing great faith in new ideas and approaches that appear to offer dramatic solutions to humanity's chronic disregard for nature ... only to become disillusioned with them a few years later. » (Redford et Adams (2009), tel que cité dans Laurans et al. (2013), p. 217.)

Au niveau sociétal, les normes et institutions sociales sont cruciales pour la prise en compte de la nature dans les choix collectifs ; la recherche doit donc se pencher sur l'utilisation de la valeur économique des SE, mais aussi chercher d'autres pistes de valorisation des SE. En ce sens, des considérations culturelles ou religieuses doivent mener au développement de scénarios et de méthodes complémentaires à l'évaluation monétaire. Des évaluations non monétaires, utilisant des données biophysiques et socioéconomiques contextuelles, représentent donc des pistes de recherche utiles à l'ensemble de la question des SE (e.g. Raymond et al., 2009, Sherrouse et al., 2011).

Conclusion

Les services écosystémiques (SE), bénéfiques produits par la nature qui contribuent au bien-être humain, furent d'abord utilisés pour illustrer l'importance des écosystèmes et de leurs composantes. Ce concept a servi majoritairement dans une perspective de conservation de la nature (Daily, 1997). Plus récemment, il déborde du cadre informatif pour intégrer des dispositifs politiques de nature technique et décisionnelle, devenant par le fait même l'un des outils de gestion des écosystèmes et de la biodiversité (MEA, 2005, FAO, 2007, Laurans et al., 2013, Statistiques Canada, 2013).

La représentativité économique de la contribution des SE est parfois difficile à cerner. Bien que l'apport de la biodiversité et des écosystèmes au bien-être humain soit incontestée et reconnue, l'absence d'une mesure monétaire de cette utilité entraîne des incitatifs d'usages qui sont biaisés (MEA, 2005, TEEB, 2010). Le but de ce travail était donc d'alimenter la réflexion sur l'évaluation économique des SE produits par les écosystèmes naturels et semi-naturels dans la grande région de Montréal. Après avoir revu l'historique des SE, leur classification ainsi que les caractéristiques de leur analyse économique, nous avons proposé un cadre méthodologique basé sur l'analyse spatiale et sur les préférences exprimées. Nous avons tenté de répondre à deux questions à savoir comment l'utilisation passée et actuelle des sols dans la région de Montréal affectait la valeur des SE et comment la population les valorise. Nous avons posé un regard temporel en évaluant les SE en relation avec l'évolution du territoire depuis les années 1960 et en estimant la valeur de scénarios potentiels de variations futures. Les résultats trouvés sont cohérents dans la mesure où nous notons, dans les quatre chapitres qui présentent des résultats, une valorisation importante des SE fournis par les écosystèmes.

La thèse est novatrice à deux égards. Premièrement, elle contribue à une avancée des connaissances sur la valeur monétaire des SE régionaux et, deuxièmement, elle répond à des questions méthodologiques soulevées dans la littérature scientifique. Nous avons vu que le concept de SE, en plein essor, devient de plus en plus une façon d'organiser l'action sur la gestion des milieux naturels et semi-naturels à des échelles régionales (Liu et al., 2010), nationales (Chevassus-au-Louis et al., 2009, UK NEA, 201, ISQ, 2011, Statistique Canada, 2013) et internationales (MEA, 2005, TEEB, 2010, UN, 2012). En ce sens, bien que la réflexion s'amorce sur le sujet dans la région de Montréal (CMM, 2011) et plus largement au Québec (ISQ, 2011), un important travail d'information et de recherche reste à faire pour convaincre l'opinion publique et les élus de l'intérêt d'utiliser ce concept aux fins de gestion territoriale.

En ce sens, nous avons montré les importantes contributions des écosystèmes du Grand Montréal écologique et estimé les effets de l'étalement urbain sur la valeur économique des SE. Nos travaux s'inscrivent dans la lignée de ceux qui cherchent à démontrer cette relation dans un objectif de sensibilisation (Costanza et al., 1997, Troy et Wilson, 2006, De Groot et al., 2012). Ils constituent donc les premières études d'importance au niveau régional sur la valeur économique des SE. Si la méthodologie retenue a déjà été utilisée dans plusieurs études (Schägner et al., 2013), l'analyse cartographique nous a permis de poser un regard novateur sur les effets à long terme de politiques d'aménagement du territoire sur les SE. Nous contribuons ainsi à enrichir la littérature en proposant Montréal comme un cas type des effets sur la valeur économique de SE de l'étalement urbain en Amérique du Nord.

Avec l'approche par préférences exprimées, nous contribuons également à l'avancement des connaissances au niveau régional en démontrant le consentement à payer de répondants

pour des améliorations de la production de SE associés aux milieux agricoles et humides. Au-delà du caractère informatif qu'ils fournissent, ces résultats pourraient éventuellement être utilisés dans des dispositifs politiques de nature technique, comme des mécanismes de compensation ou de paiement pour SE, ou décisionnelle, comme indicateurs dans des outils d'aide à la décision telles les analyses coûts-avantages (Laurans et al., 2013). Nous contribuons aussi à la littérature scientifique en apportant un éclairage nouveau sur les méthodes d'évaluation contingente et de choix multi-attributs. En effet, la différence des résultats obtenus par ces deux méthodes est soulignée comme étant une interrogation générale sur la validité des résultats obtenus par les méthodes de préférences exprimées (Lockwood et Carberry, 1999, Mogas et al., 2005, Colombo et al., 2006). En proposant une réflexion sur le design expérimental, nous montrons que les résultats estimés par la MEC et la MCMA convergent, s'approchant en ce sens de travaux comme ceux de Christie et Azevedo (2009).

Des questions scientifiques restent en suspens, autant pour l'analyse spatiale que pour les préférences exprimées. La prise en compte des incertitudes liées à la production biophysique des SE, à leur valeur économique et à la compréhension qu'ont les répondants de l'exercice hypothétique auquel ils sont conviés appellent à de nouvelles recherches. Qui plus est, l'évaluation économique des SE ne se fait pas en vase clos, elle demande à la fois la compréhension des mécanismes naturels produisant les SE et une intégration efficace et éthique dans le politique pour justifier une telle démarche. En ce sens, l'étude des SE souligne la pertinence d'analyses situées à l'interface entre le scientifique et le politique afin d'en éviter les généralisations et simplifications conceptuelles abusives. Si les nombreuses limites et critiques que nous avons soulevées face à l'utilisation des SE comme outil de planification de l'action publique sont fondées (Sullivan, 2009, Spash, 2013), nous ne pensons pas qu'elles

doivent en justifier la mise à l'écart. Sa récente et importante immixtion dans le domaine politique a certes conduit à des compromis dans la définition, la conceptualisation et l'utilisation des SE, mais nous voyons là le défi du renouvellement d'un agenda scientifique. Le concept de SE possède un fort potentiel pour catalyser le dialogue et la recherche entre disciplines afin de renforcer notre compréhension des interactions « être humain-nature », cruciale dans une ère de changements globaux et de grands défis écologiques.

Bibliographie

- Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M., Louviere, J., 1998. Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation. *American Journal of Agricultural Economics* 80 (1), 64-75.
- Adamowicz, W. 2004. What's it Worth?: An Examination of Historical Trends and Future Directions in Environmental Valuation. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 48(3), 419-443.
- Alpizar, F., Carlsson, F., Martinsson, P., 2003. Using Choice Experiments for Non-Market Valuation. *Economic Issues* 8 (1), 83-110.
- Anielski, M., Wilson, S., 2005. *Counting Canada's Natural Capital: Assessing the Real Value of Canada's Boreal Ecosystems*. Canadian Boreal Initiative, Ottawa.
- Andersson, E., Barthel, S., Ahrné, K., 2007. Measuring social-ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications* 17, 1267-1278.
- André, D., Fleury-Payeur, F., Lachance, J.F., 2009. *Perspectives démographiques du Québec et des régions, 2006-2056*. Institut de la statistique du Québec, Québec.
- Ardòn, M., Morse, J.L., Doyle, M.W., Bernhardt, E.S., 2010. The Water Quality Consequences of Restoring Wetland Hydrology to a Large Agricultural Watershed in the Southeastern Coastal Plain. *Ecosystems* 13 (7), 1060-1078.
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño, J.A., Ruiz-Aviles, P., 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape Urban Plan* 69, 115-125.

- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R., Shuman, H., 1993. *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Federal Register, 58, 4601-4614.
- Aslaksen, I., Garnasjordet, P.A., 2012. The Norwegian Nature Index. *Norwegian Journal of Geography* 66, 239-240.
- Akter, S., Bennett, J., Akhter, S. 2008. Preference Uncertainty in Contingent Valuation. *Ecological Economics* 67, 345-351.
- Ballantyne, C., 2004. *Online or on paper: An Examination of the Differences in Response and Respondents to a Survey Administered in Two Modes*. Paper presented at the Australasian Evaluation Society 2004 International Conference, Adelaide.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K., 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297, 950–953
- Baral, H., Keenan, R.J., Sharma, S.K., Stork, N.E., Kasel, S., 2014. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. *Ecological Indicators* 36, 552-562.
- Barde, J.P., 1992. *Économie et Politique de l'Environnement*. Presses Universitaire de France, Paris.
- Barnaud, C., Antona, M., Marzin, J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *VertigO* 11 (1).
- Barnes, P., 2006. *Capitalism 3.0. A Guide to Reclaiming the Commons*. Berrett. Koehler Publishers, San Francisco.

- Bateman, I.J., Brainard, J.S., Lovett, A.A., 1995. *Modelling Woodland Recreation Demand Using Geographical Information Systems: A Benefit Transfer Study*. CSERGE Working Paper GEC 95-06, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia, Norwich, UK.
- Bateman, I.J., Willis, K.G., 1999. *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US EU, and Developing Countries*. Oxford University Press, Oxford.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., Swanson, J., 2002. *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: a manual*. Chentelham, UK: Edward Elgar Publishing.
- Bateman, I.J., Mace, G.M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K., 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental Resource Economics* 48, 177–218.
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., van Soest, D., Termansen, M., 2013. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science* 341 (6141), 45-50.
- Baylis, K., Feather, P., Padgitt, M., Sandretto, C., 2002. Water-based recreational benefits of conservation programs: the case of conservation tillage on U.S. cropland. *Review of Agricultural Economics* 24, 384-393.
- Beattie, B., Taylor, C.R., 1985. *The economics of production*. Wiley, New York, NY.

- Bélanger, L., Grenier, M., 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology* 17, 495-507.
- Bell, J., Huber, J., Viscusi, W.K., 2011. Survey Mode Effects on Valuation of Environmental Goods. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8, 1222-1243.
- Bennett, J. & Blamey, R., 2001. *The choice modelling approach to environmental valuation*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Bennett, R., Willis, K., 2007. The Value of Badger Populations and Control of Tuberculosis in Cattle in England and Wales: A note. *Journal of Agricultural Economics* 58 (1), 152-156.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, U., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecological Letters* 12, 1394-1404.
- Berman, R., Quinn, C., Paavola J., 2012. The role of institutions in the transformation of coping capacity to sustainable adaptive capacity. *Environmental Development* 2, 86-100.
- Bernard, C., Dobremez, L., Pluvinage, J., Dufour, A., Havet, A., Mauz, I., Pauthenet, Y., Rémy, J., Tchakérian, E., 2006. La multifonctionnalité à l'épreuve du local : les exploitations agricoles face aux enjeux des filières et des territoires. *Cahiers Agricultures* 15 (6), 523-528.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptative management. *Ecological Applications* 10, 1251-1262.
- Berkes, F., 2008. *Sacred Ecology*. 2^{ième} édition, Routledge, New York.

- Birol, E., Hanley, N., Koundouri, P., Kountouris, Y., 2009. Optimal Management of Wetlands: Quantifying Trade-Offs Between Flood Risks, Recreation, and Biodiversity Conservation. *Water Resource Research* 45 (11), W11426.
- Blazy, J., Carpentier, A., Thomas, A., 2011. The willingness to adopt agro-ecological innovations: Application of choice modelling to Caribbean banana planters. *Ecological Economics* 72, 140-150.
- Bockstael, N.E., 1996. Modelling economics and ecology: the importance of a spatial perspective. *American Journal of Agricultural Economics* 78 (5), 1168–1180.
- Bockstael, N.E., Freeman, A.M., Kopp, A.R., Portney, R.P. Smith, V.K., 2000. On measuring economic values for nature. *Environmental Science & Technology* 34 (8), 1384–1389.
- Bonin, M., Antona, M., 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *VertigO* 12 (3).
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1979. Catastrophic disturbance and the steady-state in northern hardwood forests. *American Scientist* 67 (6), 660-669.
- Bouchard, P., 2003. *Un aperçu de la contribution touristique des activités liées à la faune et à la nature dans les différentes régions du Québec en 2000*. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec.
- Boulding, K.E., 1966. The economics of the coming spaceship earth. Dans Jarrett, H. *Environmental Quality in a Growing Economy. Resource for the Future*. John Hopkins University Press, Baltimore, 3-14.
- Bourne, L., 2007. Understanding change in cities: a personal research path. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien* 51(2), 121-138.

- Bowles, S., 2008. Policies Designed for Self-Interested Citizens May Undermine “The Moral Sentiments”: Evidence from Economic Experiments. *Science* 320, 1605–1609.
- Boxall, P., Adamowicz, W.L., Swait, J., Williams, M., Louviere, J., 1996. A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics* 18, 243-253.
- Boyd, J., 2007. *Counting Non-Market, Ecological Public Goods: The Elements of a Welfare-Significant Ecological Quantity Index. Discussion paper 07-42*. Resources for the Future, Washington, DC.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), 616-626.
- Braat, L.C., De Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services* 1 (1), 4-15.
- Brady, M., Kellermann, K., Sahrbacher, C., Jelinek, L., 2009. Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure, Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. *Journal of Agricultural Economics* 60 (3), 563-585.
- Brander, L.M., Bräuer, I., Gerdes, H., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Navrud, S., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Vos, H., Wagtendonk, A., 2012. Using Meta-Analysis and GIS for Value Transfer and Scaling Up: Valuing Climate Change Induced Losses of European Wetlands. *Environmental and Resource Economics* 52 (3), 395-413.
- Brinson, M.M., 2011. Classification of Wetlands. Dans LePage, B.A. (ed). *Wetlands*. Springer Netherlands, Dordrecht, 95-113.

- Brisson, J., Bouchard, A., 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada. *Écoscience* 10, 236-246.
- Brown, G., Layton, D., 2001. Market Solutions for Preserving Biodiversity : The Black Rhino. Dans Shogren, J.F., Tschihart, J., 2001. *Protecting endangered species in United States : Biological needs, Political reality, Economic choices*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 32-50.
- Brouwer, R., Slangen, L., 1998. Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management: the case of Dutchpeat meadow land. *European Review of Agricultural Economics* 25, 53–72.
- Bryant, C., Joseph, A.E., 2001. Canada's rural population: trends in space and implications in place. *The Canadian Geographer/Le géographe canadien* 45, 132-137.
- Campbell, D., 2007. Willingness to Pay for Rural Landscape Improvements: Combining Mixed Logit and Random-Effects Models. *Journal of Agricultural Economics* 58 (3), 467–483.
- Campos, P., Caparrós, A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57, 545-557.
- Canards Illimités Canada, s.d. *Les milieux humides : une composante essentielle de la gestion d'un bassin versant, brochure informative*. Consulté le 22 décembre 2013, <http://www.ducks.ca/assets/2013/01/Milieux-humides.pdf>
- Canards Illimités Canada, 2011. *Projet de Plan métropolitain d'aménagement et de développement de la Communauté métropolitaine de Montréal*. Mémoire de Canards Illimités Canada, Montréal.

- Cardinale, B.J., Duffy, J.E, Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardie, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- Carson, R.T., 1996. Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies: Comparing the Estimates for Quasi-Public Goods. *Land Economics* 72 (1), 80–99.
- Carson, R.T., Flores, N., Meade, N., 2001. Contingent Valuation: Controversies and Evidence. *Environmental & resource Economics* 19 (2), 173-210.
- Carson, R.T. and Groves, T., 2007. Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics* 37 (1), 181-210.
- Conseil des appellations réservées et des termes valorisants (CARTV), 2010. *Conversion à l'agriculture biologique*. Consulté le 28 décembre 2013, http://www.cartv.gouv.qc.ca/sites/documents/file/documents_formulaires/aca9pu3008_conversion_a_lagriculture_biologique_b.pdf
- Cavailhès, J., Brossard, T., Hilal, M., Joly, D., Tourneux, F.P., Tritz, C., Wavresky, P., 2008. Pricing the homebuyer countryside view. dans A. Baranzini, J. Ramirez, C. Schaerer, P. Thalmann (eds), *Hedonic methods in housing markets*. Springer, p. 83-99.
- Cavayas, F., Baudouin, Y., 2008. *Évolution des occupations du sol, du couvert végétal et des îlots de chaleur sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (1984-2005)*. Conseil régional de l'environnement de Laval, Laval.
- Chagnon, M., 2008. *Causes et effets du déclin mondial des pollinisateurs et les moyens d'y remédier*. Fédération Canadienne de la Faune, Bureau régional du Québec, Québec.

- Chapin III, F. S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000, Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Chevassus-au-Louis, B., J.-M. Salles, Pujol, J.L., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Rapports et documents du Centre d'Analyse Stratégique, Paris.
- Christie, M., Azevedo, C., 2002. *Testing the Consequence in Benefits Estimates Across Contingent Valuation and Choice Experiment : A Multiple Policy Options Application*. Second World Congress of Environmental and Resource Economists, AERE, Monterey (EE.UU.).
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Hyde, T., Murphy, K., 2004. *Developing Measures for Valuing Changes in Biodiversity on Farmland Using Choice Experiments and Contingent Valuation*. Working paper. University of Wales Aberystwyth (UK).
- Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Deri, A., Hughes, L., Bush, G., Brander, L., Nahman, A., de Lange, W., Reyers, B., 2008. *An Evaluation of Economic and Non-economic Techniques for Assessing the Importance of Biodiversity to People in Developing Countries*. Defra, London.
- Ciriacy-Wantrup, S.V., 1952. *Resource Conservation : Economics and Policies*. University of California Press, Berkeley.
- Clark C. 1990. *Mathematical bioeconomics*. 2ième ed., Wiley, New York, NY.
- Cobanoglu, C., Warde, B., Moreo, P.J., 2001. A Comparison of Mail, Fax and Web-Based Survey Methods. *International Journal of Market Research* 43 (4), 441–452.

- Colombo, S., Hanley, N., Calatrava-Requena, J., 2005. Designing Policy for Reducing the Off-farm Effects of Soil Erosion Using Choice Experiments. *Journal of Agricultural Economics* 56 (1), 81-95.
- Colombo, S., Calatrava-Requena, J., Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics* 58 (4), 850-861.
- Commissariat Général au Développement Durable, 2009. Project de loi Grenelle - *PROJET DE LOI no 155 portant engagement national pour l'environnement. Annexe au procès-verbal de la séance du 12 janvier 2009*. France, consulté le 20 mars 2013, <http://www.senat.fr/leg/pjl08-155.pdf>
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987. *Notre avenir à tous, Rapport Brundtland*. Nations Unies, New York, NY.
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM), 2010. *Portrait du Grand Montréal*. Cahiers métropolitains 1.
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM), 2011a. *Un Grand Montréal attractif, compétitif et durable. Plan métropolitain d'aménagement et de développement*. Consulté le 11 août 2013, http://pmad.ca/fileadmin/user_upload/pmad2012/documentation/20120530_PMAD.pdf
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM), 2011b. *Portrait statistique des activités et du territoire agricoles de la Communauté*. Communauté Métropolitaine de Montréal, Montréal.
- Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), 2013. *Identification et protection des bois et des corridors forestiers métropolitains*. Communauté Métropolitaine de Montréal, Montréal.

- Corbera, E., Kosoy, N., Martinez Tuna, M., 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change* 17, 365-380.
- Costanza R., Daly, H.E., 1987. Toward an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38, 1-7.
- Costanza; R., Daly, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6 (1), 37-46.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Suttonkk, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, 350-352.
- Dachary-Bernard, J., 2007. La méthode des choix multi-attributs appliquée au Monts d'Arrée. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 84-85, 134-166.
- Dachary-Bernard, J., Rambonilaza, T., 2012. Choice experiment, multiple programmes contingent valuation and landscape preferences : how can we support the land use decision making process ? *Land Use Policy* 29, 846-854.
- Daily, G. (ed.), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Daily, G.C., Matson, P.A., 2008. Ecosystem Services: from theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Science* 105 (28), 9455-9456.

- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 21–28.
- Daly, H.E., 1977. *Steady-State Economics*. Island Press, New York.
- Dasgupta, P., Heal, G., 1979. *Economic theory and exhaustible resources*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Dasgupta, P., 2008. Nature in economics. *Environmental and Resource Economics* 39, 1-7.
- Davis, R.K., 1963. *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine*. Thèse de doctorat, Harvard University, Boston, MA.
- De Ayala, A., Hoyos, D., Mariel, P., 2012. *Landscape valuation through discrete choice experiments: Current practice and future research reflections Working paper DT2012.03* Departamento de Economía Aplicada III, Universidad del País Vasco.
- Dee, N., Baker, J., Drobny, N., Duke, K., Whitman, I., Fahringer, D., 1973. An environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resources Research* 9 : 523–535.
- De Groot, R.S., 1987. Environmental Functions as a Unifying Concept for Ecology and Economics. *Environmentalist* 7 (2), 105-109.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumas, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of the ecosystems goods, services and functions. *Ecological Economics* 41 (3), 393-408.

- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3), 260–272.
- De Groot, R., Brander, I., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1, 50-61.
- De Kok, J.L., Grossmann, M., 2010. Large-scale assessment of flood risk and the effects of mitigation measures along the Elbe River. *Natural Hazards* 52 (1), 143–166.
- Desaigues, B., Point, P., 1993. *Économie du Patrimoine Naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. Economica, Paris.
- Diaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., Robson, T.M., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (52), 20684-20689.
- Domínguez-Torreiro, M., Soliño, M., 2011. Provided and perceived status quo in choice experiments: Implications for valuing the outputs of multifunctional rural areas. *Ecological Economics* 70, 2523-2531.
- Drake, L., 1992. The Non-market Value of the Swedish Agricultural Landscape. *European Review of Agricultural Economics* 19, 351-364.
- Ducruc, J.P., Li, T., Bissonnette, J., 1995. Small scale ecological mapping of Quebec: Natural Provinces and Regions (cartographic delineation). Dans Domon, G., Falardeau, J. *Landscape ecology in land use planning methods and practice*. Polyscience publications, Montréal, Qc.

- Dumoulin, E., Marois, C., 2003. L'émergence des stratégies de développement des espaces agricoles périurbains : le cas des municipalités de banlieue de la région métropolitaine de Montréal. *Canadian Journal of Regional Science/Revue canadienne des sciences régionales* XXVI (2-3), 337-358.
- Dunn, M.C., 1976. Landscape with photographs: testing the preference approach to landscape evaluation. *Journal of Environmental Management* 4, 15-26.
- Dunn, R.R., 2010. Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica* 42 (5), 555-557.
- Dupras, J., He, J., Revéret, J.P., 2013. *L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques. Un guide méthodologique pour une augmentation de la capacité à prendre des décisions d'adaptation*. Ouranos, Montréal.
- Eade, J.D.O., Moran, D., 1996. Spatial economic valuation: benefits transfer using geographical information systems. *Journal of Environmental Management* 48 (2), 97-110.
- European Commission (EC), 2011. *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. European Commission, Bruxelles. Consulté le 28 décembre 2013, http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/1_EN_ACT_part1_v7%5B1%5D.pdf
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 1970. *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology*. 2^e éd., W.H. Freeman, San Francisco.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Holdren, J.P., 1977. *Ecoscience: Population, Resources, Environment*. W.H. Freeman, San Francisco.

- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33, 248-254.
- Ehrlich, P.R., 2008. Key issues for attention from ecological economists. *Environment and Development Economics* 13, 1-20.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services. *Biological Conservation* 143 (11), 2487-2493.
- Environnement Canada, 1986. *Les milieux humides au Canada : une ressource à conserver*. Environnement Canada, Direction des terres, Feuillet d'information 86-4, Ottawa.
- Environnement Canada, 1991. *La politique fédérale sur la conservation des terres humides*. Environnement Canada, Ottawa. Consulté en ligne le 20 mars 2013, <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/peribonka/documents/DB2.pdf>
- Environnement Canada, 2004. *Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada*. Rapport no3, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE et Série de documents d'évaluation de la science de la DGSAC 1, Institut national de recherche scientifique, Burlington, Ontario.
- Environnement Canada, 2010. *Renewable Fuels Regulations: Regulatory Impact Analysis Statement*. Consulté le 17 août 2013. www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2010/2010-04-10/html/reg1-eng.html.
- Environment Canada, 2011. *National Inventory Report 1990-2009: Greenhouse gas sources and sinks in Canada*. Consulté le 20 mars 2013,

http://www.ec.gc.ca/publications/A91164E0-7CEB-4D61-841C-BEA8BAA223F9/Executive-Summary-2012_WEB-v3.pdf

- Ehrlich, P.R., Mooney, A., 1983. Extinction, substitution and the ecosystem services. *Bioscience* 33, 248-254.
- Ehrlich, P.R., 2008. Key issues for attention from ecological economists. *Environment and Development Economics* 13, 1-20.
- Eigenbrod, F. Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47 (2), 377–385.
- Ernst C., Gullick, R., Nixon, K., 2004. Protecting the source: Conserving Forests to Protect Water. *American Water Works Association* 30 (5), I, 4-7.
- Escobedo, F.J, Kroeger, T., Wagner, J.E., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159, 2078-2087.
- Estoque, R.C., Murayama, Y., 2012. Examining the potential impact of land use/cover changes on the ecosystem services of Baguio city, the Philippines: A scenario-based analysis. *Applied Geography* 35, 316-326.
- FAO, 2007. *Payer les agriculteurs pour les services environnementaux. Dans, La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Collection Agriculture, Rome.
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A., 2002, Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41 (3), 375-392.

- Farber, S., Costanza, R., Childers, D.J., Erickson, F., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S., Troy, A., Warren, P., Wilson, M., 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *BioScience* 56, 121–133.
- Farley, J., 2008. The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology* 22 (6), 1399-1408.
- Farley, J., 2012. Ecosystem services: The economics debate. *Ecosystem Services* 1, 40-49.
- Filion, P., Bunting, T., Pavlic, D., Langlois, P., 2010. Intensification and sprawl: Residential density trajectories in Canada's largest metropolitan regions. *Urban Geography* 31 (4), 541-569.
- Fisher, B., Turner R.K., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141, 1167-1169.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643–653.
- Fleischer, A., Tsur, Y., 2000. Measuring the recreational value of agricultural landscape. *European Review of Agricultural Economics* 27 (3), 385-398.
- Fleming, M.C., Bowden, M., 2009 Web-based Surveys as an Alternative to Traditional Mail Methods. *Journal of Environmental Management* 90 (1), 284-92.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309 (5734), 570-574.

- Folke, C., Jansson, A., Larsson, J., Costanza, R., 1997. Ecosystem appropriation by cities. *Ambio* 26 (3), 167–172.
- Fondation David Suzuki, 2012. *Une Ceinture verte grandeur nature : Rapport sur l'état de la Ceinture verte de Montréal*. Consulté le 20 septembre 2013, http://www.davidsuzuki.org/fr/publications/telechargements/2012/DSF_Greenbelt_web_25_Juin.pdf
- Fondation de la Faune du Québec, Union des Producteurs Agricoles, 2011. *Manuel d'accompagnement pour la mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole*. Fondation de la Faune du Québec, Québec, Consulté le 22 juillet 2013, <http://www.coursdeauagricoles.ca/accueil.html>
- Forsman, G., Varedian, M., 2002. *Mail and Web Surveys: A Cost and Response Rate Comparison in a Study of Students Housing Conditions*. Paper presented at The International Conference on Improving Surveys, Copenhagen.
- Foster, V., Mourato, S., 2003. Elicitation format and sensitivity to scope. Do contingent valuation and choice experiment give the same results. *Environmental and Resource Economics* 24 (2), 141-160.
- Fournier, R., Poulin, M., Revéret, J.P., Rousseau, A., Theau, J., 2013. *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*. Ouranos, Montréal.
- Freeman, A.M., 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington, DC.

- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (3), 810-821.
- Georgescu-Roegen, N., 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Ghermandi, A., Van Den Bergh, J.C.M.J., Brander, L.M., De Groot, H.L.F., Nunes, P., 2010. Values of Natural and Human-Made Wetlands: A Meta –Analysis. *Water Resources Research* 46 (12), 1-12.
- Godard, O., 2004. *La pensée économique face à la question de l’environnement*. École polytechnique, CNRS, Paris.
- Godoy et al., 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406, 62-63.
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, A., N. Barton, D., Langemeyer, J., McPhearson, T., O’Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z., Kremer, P., 2013. Urban ecosystem services. In T. Elmqvist M. Fragkias, et al. (Eds.), *Cities and biodiversity outlook: Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (175–251). Netherlands: Springer.
- Gonzalez, M., Leon, C.J., 2003. Consumption process and multiple valuation of landscape attributes. *Ecological Economics* 45 (2), 159-169.

- Gonzalez, A., Albert, C., Rayfield, B., Dumitru, M., Dabrowski, A., Bennett, E.M., Cardille, J., Lechowicz, M.J., 2013. *Corridors, biodiversité, et services écologiques: un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent*. Ouranos, Montréal.
- Gordon, H.S., 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. *Journal of Political Economics* 62, 124-142.
- Gordon, L.J., Finlayson, C.M., Falkenmark, M., 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97 (4), 512-519.
- Grammatikopoulou, I., Pouta, E., Salmiovirta, M., 2013. A locally designed payment scheme for agricultural landscape services. *Land Use Policy* 32, 175-185.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2008. *England's terrestrial ecosystem services and the rationale for an ecosystem approach*. DEFRA, consulté le 14 novembre 2013, www.ecosystems-services.org.uk
- Hall, C., McVittie, A., Moran, D., 2004. What does the public want from agriculture and the countryside? A review of evidence and methods. *Journal of Rural Studies* 20, 211-225.
- Hamilton, K., 2013. *Biodiversity and national accounting*. Policy Research working paper ; no. WPS 6441. World Bank, Washington, DC.
- Hanemann, W.M., 1984. Discrete/Continuous Models of Consumer Demand. *Econometrica* 52 (3), 541-562.
- Hanemann, W.M., 1994. Valuing the environment through contingent valuation. *Journal of Economic Perspectives* 8 (4), 19-43.

- Hanley, N., Wright, R., Adamowicz, V., 1998. Using choice experiments to value the environment : Design issues, current experience and future prospects. *Environmental and Resource Economics* 11 (3-4), 413-428.
- Hanley, N., MacMillan, D., Patterson, I., Wright, R., 2003. Economics and Design of Nature Conservation Policy: A Case Study of Wild Goose Conservation in Scotland Using Choice Experiments. *Animal Conservation* 6, 123-129.
- Hansen, L., Feather, P., Shank, D., 1999. Valuation of agriculture's multi site environmental impacts: an application to pheasant hunting. *Agricultural and Resource Economics Review* 28 (2), 199–207.
- Hansson, C.B., Wackernagel, M., 1999, Rediscovering place and accounting space : how to re-embed the human economy. *Ecological Economics* 29 (2), 203-213.
- Hartwick, J.M., 1977. Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. *The American Economic Review* 67 (5). 972-974.
- Hasler, B., Lundhede, T., Martisen, L. Neye, S., Schou, J., 2005. *Valuation of Groundwater Protection Versus Water Treatment in Denmark by Choice Experiment and Contingent Valuation*. National Environmental Research Institute, Ministry of Environment, Technical Report, n° 543, Copenhagen.
- Heal, G., 2000. Valuing Ecosystems Services. *Ecosystems* 3, 24-30.
- Hector, A., 2002. Biodiversity and the functioning of grassland ecosystems: multi-site comparisons. Dans Kinzig, A.P., Pacala, S.W., Tilman, D. *The Functional Consequences of Biodiversity*. Princeton University Press, Princeton, 71-95.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 209–228.

- Heller, N. E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142, 14-32.
- Helliwell, D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3(1), 41-47.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelae, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124, 60-71.
- Hervieu, B., 2002. La multifonctionnalité de l'agriculture: genèse et fondements d'une nouvelle approche conceptuelle de l'activité agricole. *Cahiers Agriculture* 11 (6), 415-419.
- Holland, R.A., Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Thomas, C.D., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Gaston, K.J., 2011. Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services. *Ecological Applications* 21, 2034-2048.
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K., Gonzalez, A. Duffy, E.J., Gamfeldt, L., O'Conner, M., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105-108.
- Horne, P., Petajisto, L., 2003. Preferences for Alternative Moose Management Regimes Among Finnish Landowners: A Choice Experiment Approach. *Land Economics* 79 (4), 472-482,
- Hotelling, H., 1949. *An Economic Study of the Monetary Valuation of Recreation in the National Parks*. US Department of the Interior, National Park Service and Recreational Planning Division, Washington DC.

- Howley, P., 2011. Landscape aesthetics: Assessing the general publics' preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics* 72, 161-169.
- Howley, P., Hynes, S., Donoghue, C.O., 2012. Countryside Preferences: Exploring Individuals' Willingness to Pay for the Conservation of the Traditional Farm Landscape. *Landscape Research* 37 (6), 703-719.
- Hu, X., Wu, C., Hong, W., Qiu, R., Qi, X., 2013. Impact of land-use change on ecosystem service values and their effects under different intervention scenarios in Fuzhou City, China. *Geosciences Journal* 17 (4), 497-504.
- ICSU, UNESCO, UNU, 2008. *Ecosystem Change and Human Wellbeing. Research and Monitoring*. Rapport ICSU, UNESCO et UNU, Paris.
- Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2013. *Mon climat, ma santé : pour mieux s'adapter aux changements climatiques. Inondations, des catastrophes coûteuses*. Consulté le 20 mars 2013, <http://www.monclimatmasante.qc.ca/public/inondations.aspx>
- Institut de la statistique du Québec (ISQ, 2011). *Comptes des écosystèmes : cadre conceptuel et exemples d'application*. Consulté le 14 novembre 2013, <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/environnement/comptes-environnement.pdf>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013. *Climate Change 2013: The physical science basis*. IPCC, Genève.
- Jean, M., Létourneau, G., 2011. *Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002*. Rapport technique, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Ottawa.

- Jeanneaux, P., Aznar O., Déprés, C., 2011. Les services environnementaux fournis par l'agriculture et leurs modes de gouvernance : un cadre d'analyse économique. *Régions & Cohésion* 1 (3), 117-144.
- Jianjun, J., Chong, J., Thuy, T.D., Lun, L., 2013. Valuing cultivated programs in Wenling city: A choice experiment study. *Land Use Policy* 30, 337-343.
- Jin J., Wang, Z., Ran, S., 2006. Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management in Macao. *Ecological Economics* 57 (3), 430-441.
- Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C., Sebbane, A., 2010. Recent landscape change at the ecoregion scale in Southern Québec (Canada), 1993–2001. *Environmental Monitoring and Assessment* 164, 631-647.
- Johnson, M.P., 2001. Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. *Environment and Planning A* 33 (4), 717-735.
- Johnston, R.J., Rosenberger, R.S., 2010. Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer. *Journal of Economic Surveys* 24 (3), 479-510.
- Joly, M., Primeau, S., Sager, M., Bazoge, A., 2008. *Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), Québec.
- Ju, W., Chen, J.M., 2005. Distribution of soil carbon stocks in Canada's forests and wetlands simulated based on drainage class, topography and remotely sensed vegetation parameters. *Hydrological Processes* 19, 77-94.
- Kallas, Z., Gil, J.M., 2012. Combining Contingent Valuation with the Analytical Hierarchy Process to Decompose the Value of Rabbit Meat. *Food Quality and Preference* 24, 251–259.

- Kanninen, B., 1995. Bias in discrete response contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 28, 114-125.
- Karsenty, A., 2007. Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review* 9(1), 503-513.
- Karsenty, A., 2013. De la nature des «paiements pour services environnementaux». *Revue du MAUSS* 42, 261-270.
- Kask, S., Mathews, L.G., Stewart, S., Rotegard, L., 2002. *Blue Ridge Parkway Scenic Experience, Project Phase I: Final Report*. National Park Service, consulté le 12 septembre 2013, <http://www.nps.gov/blri>
- Kenny, A., Elgie, S., Sawyer, D. (2011). *Advancing the Economics of Ecosystems and Biodiversity in Canada: A Survey of Economic Instruments for the Conservation & Protection of Biodiversity*. Environment Canada, Ottawa.
- Kimenju S., Morawetz, U., De Groote, H., 2005. *Comparing Contingent Valuation Method, Choice Experiments and Experimental Auctions in Soliciting Consumer Preference For maize in Western Kenya. Working paper*. University of Natural Resources and Applied Life Science, Vienna, Austria.
- King, R.T., 1966. Wildlife and man. *New York Conservationist* 20(6), 8-11.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 276, 903-909.

- Klumpp K., Tallec T., Guix N., Soussana J.F., 2011. Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology* 17, 3534-3545.
- Kolstad, C.D., 2010. *Environmental economics*. 2^{ième} édition, Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni.
- Konarska, K.M., Sutton, P.C., Castellon, M., 2002. Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecological Economics* 41, 491-507.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8 (5), 468-479.
- Kreuter U.P., Harris, H.G., Matlock, M.D., Lacey, R.E., 2001. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics* 39, 333–346
- Krinsky, I., Robb, A.L., 1986. On Approximating the Statistical Properties of Elasticities. *The Review of Economics and Statistics* 68 (4), 715-719.
- Krutilla, J.V., 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review* 57, 777-786.
- Krutilla, J.V., Fisher, A.C., 1975. *The economics of natural environments: studies in the valuation of commodity and amenity resources*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Dorji, L., Thoennes, P., Tshering, K., 2013. An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosystem Services* 3, 11-21.

- Lancaster, K., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy* 74, 132-157.
- Lantz, V., Boxall, P., Kennedy, M., Wilson, J., 2013. The valuation of wetland conservation in an urban/peri urban watershed. *Regional Environmental Change* 13 (5), 939-953.
- Laurans, Y., Rankovic, A., Mermet, L., Billé, R., Pirard, R., 2013. Actual use of ecosystem services valuation for decision-making: questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management* 119, 208-219.
- Lescuyer, G., 2000. *Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale. Socio-économie du développement*. Thèse de doctorat, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris.
- Lévêque, C., 2007. A propos de l'évaluation du Millénaire : l'économie de l'environnement à l'épreuve des faits. *Natures Sciences Société* 15, 77-80.
- Li, R.Q., Dong, M., Cui, J.Y., Zhang, L.L., Cui, Q.G., He, W.M., 2007. Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: a case study in Pingbian County, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128 (1-3), 503-510.
- Li, T., Wenkai, L., Zhenghan, Q., 2010. Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecological Economics* 69 (7), 1427-1435.
- Lifran, R., Oueslati W., 2007. Éléments d'économie du paysage. *Économie Rurale* 297-298, 85-98.
- Limburg, K.E., O'Neill, R.V., Costanza, R., Farber, S., 2002. Complex systems and valuation. *Ecological Economics* 41, 409-420.

- Lindhrem, H., Navrud, S., 2011. Are Internet Surveys an Alternative to Face-to-Face Interviews? *Ecological Economics* 70, 1628-1637.
- List, J.A., Gallet, C.A., 2001. What Experimental Protocol Influence Disparities between Actual and Hypothetical Stated Values? Evidence from a Meta-Analysis. *Environmental & resource Economics* 20 (3), 241-54.
- Little, J., Berrens, R., 2004. Explaining Disparities between Actual and Hypothetical Stated Values: Further Investigation Using Meta-Analysis. *Economics Bulletin* 3 (6), 1-13.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C.L., Schneider, S.H., Ostrom, E., Pell, A.N., Lubchenco, J., Taylor, W.W., Ouyang, Z., Deadman, P., Kratz, T., Provencher, W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317 (5844), 1513-1516.
- Liu, S., Costanza, R., Troy, A., D'Aagostino, J., Mates, W., 2010. Valuing New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital: A Spatially Explicit Benefit Transfer Approach. *Environmental Management* 45, 1271-1285.
- Liu, Y., Lia, J., Zhang, H., 2012. An ecosystem service valuation of land use change in Taiyuan City, China. *Ecological Modelling* 225, 127-132.
- Lockwood, M., Carberry, D., 1998. *Stated Preference Surveys of Remnant Native Vegetation Conservation*. Report, n° 104, the Johnstone Centre, Charles Sturt University, Albury, Australia.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294 (5543), 804-808.

- Losey J. E., Vaughan, M., 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* 56 (4), 311-323.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A., Swait, J.D., 2000. *Stated Choice Methods: Analysis and Application*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Lughinbühl Y., 2001. *La demande sociale de paysage*. Conseil national du paysage, séance inaugurale.
- Lyytimäki, J., Petersen, L.K., Normander, B., Bezák, P., 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences* 5 (3), 161-172
- Macaulay Land Use Research Institute, 1997. *Review of Existing Methods of Landscape Assessment and Evaluation*, Scotland.
- MacDonald, H.F., Bergstrom, J.C., Houston, J.E., 1998. A Proposed Methodology for Measuring Incremental Environmental Benefits from Using Constructed Wetlands to Control Agricultural Non-Point-Source Pollution. *Journal of Environmental Management* 54 (4), 259-267.
- MacKenzie, J., 1993. A Comparison of Contingent Preference Models. *American Journal of Agricultural Economics* 75, 593-603.
- Maes, J., Paracchini, M.P., Zulian, G., Alkemade, R., 2012a. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155, 1-12.
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat,

L., Bidoglio, G., 2012b. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* (1), 31-39.

Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES, 2013). *An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Rapport technique, Union européenne, Bruxelles, consulté le 10 décembre 2013, http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf

Maler, K.G., 1974. *Environmental Economics*. John Hopkins University Press, Baltimore.

Marangon, F., Visintin, F., 2007. Rural landscape valuation in a cross-border region. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 84-85, 114-132.

Maris, V., Revéret, J.P., 2010. L'évaluation économique de la biodiversité et des biens et services écologiques: regards croisés économiques et philosophiques. Dans Nègre, C. (ed). *La convention internationale sur la biodiversité. Enjeux de la mise en œuvre*. La documentation française, 53-75.

Marois C., Deslauriers P., Bryan C., 1991. Une revue de la littérature scientifique sur l'étalement urbain et sur les relations urbaines agricoles dans la frange urbaine : le cas de la région métropolitaine de Montréal, dans le contexte nord-américain. *Espace, populations, sociétés* 2, 325-334.

Marta, C., Freitas, H., Gomingos, T., 2007. *Testing for the Survey Mode Effect on Contingent Valuation Data Quality: A Case Study of Web Based versus In-Person Interviews*. Working Paper. Universidade de Coimbra, Portugal.

Martínez-Alier, J., Munda, J., O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26, 277-286.

- Martínez-Alier, J., 2002. *The Environmentalism of the Poor*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Mathews, L., Kask, M., Stewart, S., 2004. *The Value of the View : Valuing Scenic Quality Using Choice and Contingent Valuation Models*. Annual meeting of the American Agricultural Economics Association, Denver, Colorado.
- McCollum, D., Boyle, K., 2005. The effect of respondent experience/knowledge in the elicitation of contingent values: an investigation of convergent validity, procedural invariance and reliability. *Environmental Resources Economics* 30 (1), 23-33.
- McDonald, R., Marcotullio, P., 2011. Global effects of urbanization on ecosystem services. In J. Niemela ; J. H. Breuste, et al. (Eds.), *Urban ecology: Patterns, processes, and applications*. Oxford University Press, New York, 193-205.
- McFadden, D., 1974. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. Dans Zarembka, P. (Ed.). *Frontiers in Econometrics*. Academic Press, New York, 105-142.
- McKenzie, E., Irwin, F., Ranganathan, J., Hanson, C., Kousky, C., Bennett, K., Ruffo, S., Conte, M., Salzman, J. et Paavola, J. 2011. Incorporating Ecosystem Services in Decisions. Dans Kareiva, P.M., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (Eds). *Natural Capital Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, 339-355.
- McPherson, G., Simpson, J.R., Xiao, Q., Wu, C., 2011. Million Trees Los Angeles Canopy Cover and Benefit Assessment. *Landscape and urban planning* 99 (1), 40–50.
- McVittie, A., Moran, D., Allcroft, D., Elston, D., 2004. *Beauty, beast and biodiversity: What does the public want from agriculture?* 78th Annual Conference of Agricultural Economics Society, Imperial College, South Kensington, London, UK, 2-4 avril.

- Meeus, J.H.A., Wijermans, M.P., Vroom, M.J., 1990. Agricultural landscapes in Europe and their transformation. *Landscape and Urban Planning* 18, 289-352.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Berhens, W.W., 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's project on the Predicament of Mankind*. Earth Island, Universe Books, New York.
- Méral, P., 2010. *Les services environnementaux en économie : revue de la littérature*. Document de travail, Institut de recherche pour le développement (IRD), programme SERENA, consulté le 10 décembre 2012, <http://temis.documentation.equipement.gouv.fr/documents/Temis/0067/Temis-0067761/18404.pdf>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington.
- Metzger, M.J., Rounsevell, M.D.A., Acosta-Michlikb, L., Leemans, R., Schröter, D., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, 69-85
- Mendoza-González, G., Martínez, M.L., Lithgow, D., Pérez-Maqueo, O., Simonin, P., 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecological Economics* 82, 23-32.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), 2006. Agrotourisme. *Diagnostic sectoriel/ plan de développement et de commercialisation : Rapport d'analyse de la situation et diagnostic sectoriel*. Consulté le 18 novembre 2013, <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Agrotourisme/diagnosticfinal.pdf>

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), 2013.
Prime-Vert : Programme d'appui en agro-environnement 2013-2018. Gouvernement du Québec, Bibliothèque et Archives nationales du Québec, ISBN 978-2-550-67498-6

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2009. *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2007 et leur évolution depuis 1990*. Consulté le 18 novembre 2013,
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/changements/ges/2009/inventaire1990-2009.pdf>

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2010.
Portrait du réseau d'aires protégées au Québec – période 2002-2009. Consulté le 17 août 2013, http://www.mddefp.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/portrait02-09/fr/intro.pdf

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011.
Rapport synthèse d'évaluation de la Politique nationale de l'eau pour la période 2003-2009. Gouvernement du Québec, ISBN : 978-2-550-62815-6

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). 2013a. *Le cadre écologique de référence en bref*. Consulté le 22 juin 2013,
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/>

Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), 2013b. *Milieux humides*. Consulté le 11 mars 2013,
<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/rives/milieuhumides.htm>

Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), 2013c. *Espèces menacées ou vulnérables au Québec*. Consulté le 15 mars 2013, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/>

- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), 2013d. *La qualité de l'eau et ses usages récréatifs*. Consulté le 14 mars 2013, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm#conta-micro>
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), 2013e. *Orientations gouvernementales en matière de diversité biologique*. Consulté le 5 janvier 2014, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/orientations/Orientations.pdf>
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), 2013f. *Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*. Consulté le 28 décembre 2013, <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/changements/carbone/SPEDE-description-technique.pdf>
- Ministère des ressources naturelles et de la Faune (MRNF), 2010. *La certification des forêts publiques québécoises — Étude de faisabilité*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 89 p.
- Ministère des ressources naturelles (MRN), 2013. *Espèces fauniques menacées ou vulnérables*. Consulté le 15 mars 2013, <http://www.mrn.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/index.jsp>
- Mitchell, M.E.G., Bennett, E.M., Gonzalez, A., 2013. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems* 16, 894-908.
- Mitchell, R.C., Carson, R.T., 1989. *Using Surveys to Value Public Goods : the Contingent Valuation Methods*. Resources for the Future, John Hopkins University Press, Baltimore.

- Mogas, J., Riera, P., Bennett, J., 2006. A comparison of contingent valuation and choice modelling with second-order interactions. *Journal of Forest Economics* 12, 5-30.
- Mooney, H. A., Ehrlich, P.R., 1997. Ecosystem services: A fragmentary history. Dans Daily, G.C. (ed). *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC, 11-19.
- Moons, E., Saveyn, B., Proost, S., Hermy, M., 2008. Optimal location of new forests in a suburban region. *Journal of Forest Economics* 14 (1), 5-27.
- Morey, E., Thiene, M., De Salvo, M., Signorello, G., 2008. Using attitudinal data to identify latent classes that vary in their preference for landscape preservation. *Ecological Economics* 68, 536-546.
- Muffo, J.M., Sinclair, A., Robson, V., 2003. *A Comparison of Web versus Paper Alumni Surveys*. Paper presented at the Annual Forum of the Association for Institutional Research, Tampa.
- Murphy, J.J., Allen, P.G., Stevens, T.H., Weatherhead, D., 2005. A Meta- Analysis of Hypothetical Bias in Contingent Valuation. *Environmental & resource Economics* 30 (3), 313-25.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fischer, B., Greene, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H. 2009. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Science* 105 (28), 9495–9500.
- Navrud, S., Ready, R., 2007. Lessons learned for environmental value transfer. Dans Navrud, S., Ready, R. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, Netherlands, 283-290.

Nielsen, J.S., 2011. Use of the Internet for Willingness-to-Pay Surveys : A Comparison of Face-to-Face and Web-Based Interviews *Energy and Resource Economics* 33, 119-129.

National Institute for Environmental Studies (NIES), 2013. *NIES Annual Report 2013*. Consulté le 29 décembre 2013. <http://www.nies.go.jp/kanko/annual/ae19.pdf>

Norgaard, R.B., Bode, C., 1998. Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics* 25 (1), 37-39.

Norgaard, R., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69, 1219-1227.

Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4, 115-123.

Odum, H.T., 1971. *Environment, power, and society*. Wiley-Interscience, New York.

Olar M., Sauvé, C., 2010. Caractérisation de l'importance économique de la flore au Québec et analyse de différentes possibilités de financement. EcoRessource Consulting - Environment Canada. Consulté le 20 mars 2013, http://www.floraquebeca.qc.ca/wp-content/uploads/2011/03/Etude_economique_valeur_flore_Quebec.pdf

Olewiler, N., 2004. *La valeur du capital naturel dans les régions peuplées du Canada*. Canards Illimités Canada et Conservation de la Nature Canada, Vancouver.

Organisation de coopération et développement économiques (OCDE), 2006. *Biens et services environnementaux : pour une ouverture des marchés au service de l'environnement et du développement*. OCDE, Paris.

Organisation de coopération et développement économiques (OCDE), 2011. *Vers une croissance verte*. Éditions OCDE, Paris.

- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (2008). *Report on Implementation of the 2004 Council Recommendation on the Use of Economic Instruments in Promoting the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity*. OECD, Paris, France.
- Paavola, J., Adger, W.N., 2008. Institutional Ecological Economics, Dans: Martinez-Alier, J., Röpke, I. (Ed). *Recent Developments in Ecological Economics*. Edward Elgar Publishing, 383-398.
- Pagiola, S., Bishop, J., Landell-Mills, N. (eds), 2002. *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*. Earthscan, Londres.
- Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G., 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33 (2), 237-253.
- Pan, D., Domon, G., de Blois, S., Bouchard, A., 1999. Temporal (1958–1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology* 14, 35-52.
- Pan, Y., Zengrang, X., Wu, J., 2013. Spatial differences of the supply of multiple ecosystem services and the environmental and land use factors affecting them. *Ecosystem Services* 5, 4-10.
- Paquette, S., Domon, G., 2003. Changing ruralities, changing landscapes: exploring social recomposition using a multi-scale approach. *Journal of rural studies* 19, 425-444.
- Parsons, G.R., Kealy, M.J., 1992. Randomly Drawn Opportunity Sets in a Random Utility Model of Lake Recreation. *Land Economics* 68 (1), 93-106.

- Pattison, J., Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., 2011. The Economic Benefits of Wetland Retention and Restoration in Manitoba. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroéconomie* 59 (2), 223-244.
- Pearce, D.W., 1976. *The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy*. Kyklos, Fasc.1.
- Pearce, D.W., Moran, D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity in Association with the Biodiversity Programme of IUCN*. Earthscan Publications, Londres.
- Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. OECD Publishing, Paris, France.
- Perrings, C., Pearce, D., 1992. Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 4 (1), 13-28.
- Peterson, G.D., Carpenter, S.R., Brock, W.A., 2003. Uncertainty and the management of multistate ecosystems : an apparently rational route to collapse. *Ecology* 84, 1403-1411.
- Peterson, M., Damon, J., Hall, M., Andrea, M., Feldpausch-Parker, M., Tarla, R. 2010, Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept. *Conservation Biology* 24 (1), 113-119.
- Phelps, J., 2007. Much ado about decoupling: Evaluating the environmental impact of recent European Union agricultural reform. *Harvard Environmental Law Review* 31, 279-320.
- Pink, B., 2013. *Towards the Australian Environmental-Economic Accounts. Information paper*, Australian Bureau of Statistics, Canberra. Consulté le 29 décembre 2013, [http://www.ausstats.abs.gov.au/Ausstats/subscriber.nsf/0/5D160E2D28F5DBA8CA257BC800125071/\\$File/4655055002_2013.pdf](http://www.ausstats.abs.gov.au/Ausstats/subscriber.nsf/0/5D160E2D28F5DBA8CA257BC800125071/$File/4655055002_2013.pdf)

- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Sphpritz, P., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.
- Pinto-Correia, T., Gustavsson, R., Pirnat, J., 2006. Bridging the gap between centrally defined policies and local decisions - towards more sensitive and creative rural landscape management. *Landscape Ecology* 21, 333–346.
- Plummer, M.L., 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 38-45.
- Potoglou, D., Kanaroglou, P.S., Robinson, N., 2012. Evidence on the comparison of telephone and internet surveys for respondent recruitment. *The Open Transportation Journal* 6, 11-22.
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography* 35 (5), 575-594.
- Programme des Nations Unies sur l'environnement (PNUE), 2011. *Vers une économie verte : Pour un développement durable et une éradication de la pauvreté. Synthèse à l'intention des décideurs*. Consulté le 10 décembre 2013, www.unep.org/greeneconomy
- Pruckner, G.J., 1995. Agricultural Landscape Cultivation in Austria : an Application of the CUM. *European Review of Agricultural Economics* 22, 173-190.
- Ragkos, A., Psychoudakis, A., Christofi, A., Theodoridis, A., 2006. Using a Functional Approach to Wetland Valuation: The Case of Zazari- Cheimaditida. *Regional Environmental Change* 6, 193-200.

- Rambonilaza, M., Dachary-Bernard, J., 2007. Land-use planning and public preferences : What can we learn from choice experiments method ? *Landscape and Urban Planning* 83, 318-326.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010a. Ecosystem service bundles for analyzing trade-offs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 5242-5247.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Tengö, M., Bennett, E.M., Holland, T., Benessaiah, K., MacDonald, G.K., Pfeifer, L., 2010b. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why is Human Well-Being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience* 60 (8), 576-589.
- Raymond, C.M., Bryanb, B.A., MacDonald, D.H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., Kalivas, T., 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics* 68, 1301-1315.
- Ressources naturelles Canada, 2013. *Guide de consommation de carburant. Office de l'efficacité énergétique*. Consulté le 15 mars 2013, http://publications.gc.ca/collections/collection_2013/rncan-nrcan/M141-5-2013-fra.pdf
- Rittel, H., Webber, M., 1973. Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences* 4, 155-169.
- Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H., Sukhdev, P., 2010. Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, 15-26.
- Robertson, M.M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361-373.

- Robinson, D.T., Shipeng, S., Hutchins, M., Riolo, R.L., Brown, D.G., Parker, D.C., Currie, W.S., Filatova, T., Kiger, S., sous presse. Effects of land markets and land management on ecosystem function: A framework for modelling exurban land-changes. *Environmental Modelling and Software*. DOI: 10.1016/j.envsoft.2012.06.016
- Rodríguez, J.P., Beard Jr., T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D., 2006, Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11 (1), 28.
- Rolfe, J., Bennett, J., 2009. The impact of offering two versus three alternatives in choice modeling experiments. *Ecological Economics* 68 (4), 1140-1148.
- Ropke, I., 2004. The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics* 50, 293-314.
- Røpke, I., 2005. Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics* 55 (2), 262-290.
- Rosenberger, R.S., Loomis, J.B., 2001. *Benefit Transfer of Outdoor Recreation Use Values: A Technical Document Supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 Revisions)*. General Technical Report RMRS-GTR-72. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.
- Rothblatt, D.N., 1994. North American Metropolitan Planning: Canadian and U.S. Perspectives. *Journal of the American Planning Association* 60 (4), 501-520.
- Rounsevell, M.D.A., Dawson, T.P., Harrison, P.A., 2010. A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 19(10), 2823–2842.

- Rubec, C.D.A., Hanson, A.R., 2009. Wetland Mitigation and Compensation: Canadian Experience. *Wetlands Ecology and Management* 17, 3-14.
- Ruiz, J., Domon, G., Lucas, É., Côté, M.J., 2008. Vers des paysages multi-fonctionnels en zone d'intensification agricole; une recherche interdisciplinaire au Québec (Canada). *Revue forestière française* 60 (5), 589-602.
- Ruiz, J., Domon, G., 2009. Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. *Landscape Ecology* 24 (3), 419-432
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M.N., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Sælensminde, K., 2002. The impact of choice inconsistencies in stated choice studies. *Environmental and Resource Economics* 23, 403-420.
- Santos, J.M.L., 1998. *The economic valuation of landscape change: Theory and policies for landscape conservation*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Sayadi, S., Gonzales-Roa, M.C., Calatrava-Requena, J., 2009. Public preferences for landscape features: The case of agricultural landscape in mountainous Mediterranean area. *Land Use Policy* 26, 334-344.
- Scarpa, R., Willis, K., Acutt, M., 2005. Individual-Specific Welfare Measures for Public Goods: A Latent Class Approach to Residential Customers of Yorkshire Water. Dans Koundouri, P. (ed). *Econometrics Informing Natural Resource Management*. Edward Elgar, 316-337.

- Scarpa, R., Gilbride, T.J., Campbell, D., Henser, D.A., 2009. Modelling attribute non-attendance in choice experiments for rural landscape valuation. *European Review of Agricultural Economics* 36 (2), 151-174.
- SCEP, 1970. *Report of the Study of Critical Environmental Problems. Man's Impact on the Global Environment. Assessment and Recommendations for Action*. The Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.
- Schägner, J.P., Brander, L., Maes, J., Hartje, V., 2013. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosystem Services* 4, 33-46.
- Schläpfer, F., Hanley, N., 2003. Do Local Landscape Patterns Affect the Demand for Landscape Amenities Protection ? *Journal of Agricultural Economics* 54, 21-34.
- Schlapfer, F., Roschewitz, A., Hanley, N., 2004. Validation of Stated Preferences for Public Goods: a Comparison of Contingent Valuation Survey Response and Voting Behaviour. *Ecological Economics* 51, 1-16.
- Schroter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araujo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpaa, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabate, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310 (5752), 1333-1337.
- Schwartz, M.W., Brigham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills, M.H., van Mantgem, P.J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122, 297-305.

- Sénécal, G., Hamel, P., Guerpillon, L., Boivin, J., 2001. Planning and developing a "Green Metropolis" : a review of previous planning strategies in the Montreal region and an evaluation of the present situation in the suburbs. *Géocarrefour* 76 (4), 303-317.
- Serpantié, G., Méral, P., Bidaud, C., 2012. Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques. *VertigO* 12 (3).
- Sherrousea, B.C., Clement, J.M., Semmens, D.J., 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography* 31, 748-760.
- Shogren, J.F., Tschihart, J., 2001. *Protecting endangered species in United States : Biological needs, Political reality, Economic choices*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Simpson, J.W., Boerner, R.E.J., DeMers, M.N., Berns, L.A., Artigas, F.J., Silva, A., 1994. Forty-eight years of landscape change on two contiguous Ohio landscapes. *Landscape Ecology* 9, 261-270.
- Solow, R.M., 1986. On the Intergenerational Allocation of Natural Resources. *The Scandinavian Journal of Economics* 88 (1), 141-149.
- Spash, C.L., 2009. The New Environmental Pragmatists, Pluralism and Sustainability. *Environmental Values* 18 (3), 253-256.
- Spash, C.L., 2012. New foundations for ecological economics. *Ecological Economics* 77, 36-47
- Spash, C.L., 2013. The shallow or the deep ecological economics movement? *Ecological Economics* 93, 351-362.

- Staub C., Ott W., Franziska Heusi, Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A., 2011. *Indicators for Ecosystem Goods and Services: Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting*. Environmental studies no. 1102: 17 S, Federal Office for the Environment, Bern.
- Statistiques Canada, 2006. *Densité de population 2006 par aire de diffusion*. Consulté le 14 mars 2013, <http://www12.statcan.ca/census-recensement/2006/as-sa/97-550/vignettes/m2q-fra.htm>
- Statistiques Canada, 2013. *L'activité humaine et l'environnement : Mesure des biens et services écosystémiques au Canada*. Ministère de l'Industrie, Gouvernement du Canada, Ottawa, ISSN 1923-6778
- Stern, N., 2007. *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge University Press, ISBN: 9780521700801
- Stevens T., Belkner, R., Dennis, D., Kittredge, D., Willis, C., 2000. Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management. *Ecological Economics* 32 (1), 63-74.
- Streever, W.J., Callaghan-Perry, M., Searles, A., Stevens, T., Svoboda, P., 1996. Public Attitudes And Values For Wetland Conservation In New South Wales, Australia. *Journal of Environmental Management* 54 (1), 1-14.
- Su, S., Xiao, R., Jiang, Z., Zhang, Y., 2012. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography* 34, 295-305.
- Sullivan, S., 2009, Green capitalism, and the cultural poverty of constructing nature as service provider. *Radical Anthropology* 3, 18-27.

- Swinton, M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological economics* 64, 245-252.
- Tamini, L., Larue, B., West, G., 2011. Technical and environmental efficiencies and best management practices in agriculture. *Applied Economics* 44(13), 1659-1672.
- Tardif, B., Lavoie, G., Lachance, Y., 2005. *Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, consulté le 22 juillet 2013, <http://www.cdpnq.gouv.qc.ca/pdf/Atlas-biodiversite.pdf>
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. P. Kumar (Ed.), Earthscan, London, Washington.
- Thompson, R., Starzomski, B.M., 2006. What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. *Biodiversity and Conservation* 16 (5), 1359-1378.
- Tilman, D., 1996. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* 77, 350-363.
- Tilman, D., 1999a. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80, 1455-1474.
- Tilman, D., 1999b. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Science* 96, 5995-6000.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielce, T., Lehman, C., 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294, 843-845.

- Torre, A., 2011. *Analyse économique du paysage et relations de proximités : de l'oubli au conflit. Projets de paysage*. Consulté le 12 juin 2012, http://www.projetsdepaysage.fr/fr/analyse_economique_du_paysage_et_relations_de_proximites_de_l_oubli_au_conflit
- Travisi, C., Nijkamp, P., 2004. *Willingness to Pay for Agricultural Environmental Safety : Evidence from a Survey of Milan, Italy, Respondents*. 13th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics, EAAERE, Budapest.
- Trommetter, M., 2010. De l'appropriation à la conservation. *Sociétal* 69, 38-43.
- Troy, A., Wilson, M.A., 2006. Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60, 435-449.
- Tschirhart, J., 2000. General equilibrium of an ecosystem. *Journal of Theoretical Biology* 203, 13-32.
- UK National Ecosystem Assessment (UK NEA), 2011. *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UNEP, Cambridge.
- United Nations, 1993. *Handbook of National Accounting : Integrated Environmental and Economic Accounting*. Nations Unies, New York.
- United Nations, European Commission, Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank, 2012. *System of Environmental-Economic Accounting Central Framework*. Nations Unies, New York.

- Valette, E., Aznar, O., Hrabanski, M., Maury, C., Caron, A., Decamps, M., 2012. Émergence de la notion de service environnemental dans les politiques agricoles en France : l'ébauche d'un changement de paradigme? *VertigO* 12 (3).
- VandenBygaart, A. J., Gregorich, E. G., Angers, D. A., 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. *Canadian Journal of Soil Science* 83, 363-380.
- Van der Ploeg, S., De Groot, R.S., 2010. *The TEEB Valuation Database – a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services*. Foundation for Sustainable Development, Wageningen, Netherlands.
- Vatn, A., 2005. *Institutions and the Environment*. Edgar Elgar, Chentelham.
- Veisten, K., 2007. Willingness to pay for eco-labelled wood furniture: Choice-based conjoint analysis versus open-ended contingent valuation. *Journal of Forest Economics* 13 (1), 29-48.
- Venkatachalam, L., 2004. The Contingent Valuation Method: A Review. *Environmental Impact Assessment Review* 24 (1), 89-124.
- Verburg, P.H., Steeg, A., Veldkamp, A., Willemsen, L., 2009. From land cover change to land function dynamics : a major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management* 90, 1327-1335.
- Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Yin, C., Hefting, M.M., 2006. Regional and Global Concerns over Wetlands and Water Quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (2), 96-103.
- Véron, F., 2003. La multifonctionnalité de l'agriculture, un nouveau concept à explorer. *Les cahiers de la multifonctionnalité* 2, 5-16.

- Ville de Montréal 2013. *Évolution de la population de Montréal, 1660 à nos jours*. Consulté le 10 décembre 2013,
http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=6897,67887840&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Vouligny, E., Domon, G., Ruiz, J., 2009. An assessment of ordinary landscapes by an expert and by its residents: Landscape values in areas of intensive agricultural use. *Land Use Policy* 26, 890–900.
- Vossler, C.A., Doyon, M., Rondeau, D., 2012. Truth in Consequentiality: Theory and Field Evidence on Discrete Choice Experiments. *American Economic Journal: Microeconomics* 4 (4), 145-171.
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235-246.
- Wang, Y.Z., Hong, W., Wu, C.Z., He, D.J., Lin, S.W., Fan, H.L., 2008. Application of Landscape Ecology to the Research on Wetlands. *Journal of Forestry Research* 19 (2), 164-170.
- Weible, R., Wallace, J., 1998. Cyber Research: The Impact of the Internet on Data Collection. *Market Resources* 10 (3), 19–24.
- Weitzman, M.L., 2009. On modeling and interpreting the economics of catastrophic climate change. *Review Economics Statistics* 91, 1-19.
- Westman, W. E., 1977. How much are nature's services worth. *Science* 197 (4307), 960-964.
- Willis, K.G., Garrod, G.D., Saunders, C.M., 1995. Benefits of Environmentally Sensitive Area Policy in England: A Contingent Valuation Approach. *Journal of Environmental Management* 44, 105-125.

- Wilson M.A., Hoehn J.P., 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: the state-of-the art and science. *Ecological Economics* 60: 335-342.
- Windle, J., Rolfe, J., 2011. Comparing Responses from Internet and Paper-Based Collection Methods in more Complex Stated Preference Environmental Valuation Surveys. *Economic Analysis & Policy* 41 (1), 83-97.
- Wood, N., Halbrendt, C., Liang, K., Wang, Q., 2000. Interdependence of Agriculture and Tourism in Vermont: Buying Vermont Food Products. *Agricultural and Resource Economics Review* 29, 256.
- World Bank (the), 2013. *PPP conversion factor, GDP (LCU per international\$)*. Consulté le 11 août 2013, <http://data.worldbank.org/indicator/PA.NUS.PPP>
- Wu, K., Ye, X., Qi, Z., Zhang, H., 2013. Impacts of land use/land cover change and socioeconomic development on regional ecosystem services: The case of fast-growing Hangzhou metropolitan area, China. *Cities* 31, 276-284.
- Wunder, S., 2005. *Payments for environmental services : Some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper 42, Center for International Forestry Research, bogor.
- Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65 (4), 834-852
- Xie, G.D., Lu, C.X., Leng, Y.F., Zheng, D., Li, S.C., 2003. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. *Journal of Natural Resources* 18, 189-196 (in Chinese).
- Yu, K., 1995. Cultural variations in landscape preference: comparisons among Chinese sub-groups and Western design experts. *Landscape and Urban Planning* 32, 107-126.

Zhai, G., Fukuzono, T., Ikeda, S., 2007. Multi-Attribute Evaluation of Flood Management in Japan: A Choice Experiment Approach. *Water Environmental Journal* 21 (4), 265-274.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics* 64 (2), 253-260.

Zhao, B., Kreuter, U., Li, B., Ma, Z., Chen, J., Nakagoshi, N., 2004. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy* 21, 139-148.

Annexe 1 : Détails de l'analyse spatiale et économique du chapitre 4

Reclassification of the Initial Land Use Cover Classes

Year	Scale	Land Use Cover Classes and their definitions							
		Forests	Wetlands	Croplands	Grasslands	Water	Urban	Unproductive	
1966 ¹	1: 50 000	Productive woodland Non-Productive woodland Outdooring	Swamp, marsh or bog	Cropland Orchards and vineyards Horticulture Improved pasture and forage crops	Unimproved pasture and range land	Water bodies	Urban built-up area	Mines, quarries, sand and gravel pits Unproductive land – rock and sand	
1981 ²	1: 50 000	Trees	Wetlands	Row crops Close grown crops Improved grass and legumes Shrubs, bushes and vines	Unimproved grassland, reeds, sedges, and mosses Fallow land	Water	Constructed cover Denuded surfaces Transportation Undifferentiated urban	Denuded surfaces Outside study area	
1994 ³	1: 20 000	Forests Outdooring	Wetlands	Cropland Orchards	Fallow land Pastures	Water	Urban Homes Electric lines Roads Industries Hydroelectric plant	Unknown Flooding Other	
2010 ⁴	1: 20 000	Forests and woodlands Perturbed woodlands Natural area	Wetlands	Croplands Orchards	Fallow land Pastures	Water	Urban Human infrastructure	Extraction	

^{1,2} Source : Canada Land Use Monitoring Program, <http://geogratis.cgdi.gc.ca>

³ Source : *Cartes écoforestières du MRNF*

⁴ Source : *Base de données de cultures généralisées (BDCG) - Financière agricole ; Base de données topographiques du Québec (BDTQ) - MRNF ; Inventaire des terres du Canada - Productivité forestière des terres ; Produits du système d'information écoforestière (SIEF) ; Système d'information hydrogéologique (SIH) ; Cartographie des milieux humides de la Communauté métropolitaine de Montréal Canards Illimités Canada.*

Land Use Changes in Montreal Metropolitan region from 1966 to 2010. Table shows the area of each land use classes in ha and their % representation of the total area.

Land use cover	Land Use cover changes												
	1966		Δ_{66-81}	1981		Δ_{81-94}	1994		Δ_{94-10}	2010		Δ_{66-10}	
	kha	%	%	kha	%	%	kha	%	%	kha	%	kha	%
Forests	72.4	18.8	- 18.0	59.4	15.4	- 9.1	54.0	14.0	- 3.5	52.0	13.5	- 20.3	- 28.0
Wetlands	1.7	0.4	- 5.9	1.6	0.4	6.3	1.7	0.4	- 5.9	1.6	0.4	- 0.2	- 11.8
Croplands	165.8	43.1	- 14.9	141.1	36.7	7.0	151.0	39.2	- 12.2	132.6	34.4	- 33.2	- 20.0
Grasslands	25.6	6.6	71.1	43.8	11.4	- 95.7	1.8	0.5	883.3	17.8	4.6	- 7.8	- 30.5
Urban	64.5	16.8	25.9	81.2	21.1	42.9	116.1	30.2	7.1	124.2	32.3	59.7	92.6
Water	52.6	13.7	0.4	52.8	13.7	1	53.2	13.8	1	53.5	13.9	0.9	1.7
Unproductive	2.6	0.7	100	5.1	1.3	43.1	7.3	1.9	- 54.8	3.4	1	0.8	30.8
Total	385.1	100		385.0	100		385.0	100		385.0	100		

Detail of the Studies Used for Benefit Transfer

Land use cover class	Ecosystem service	Reference	Valuation method	Location specificity	Value (\$/ha/y)
Croplands	Erosion control	Pimentel et al., 1995	RC	USA	68
		Pimentel et al., 1995	RC	USA	185
		Fox and Dickson, 1990	CM	USA	56
	Nutrient cycling	Pimentel et al., 1995	RC	USA	169
Forests	Biodiversity Habitat	Kniivila et al., 2002	CV	Finland	2933
		Loomis and Ekstrand, 1998	CV	USA	3326
		Walsh et al., 1984	CV	USA	47
		Walsh et al., 1984	CV	USA	62
		Walsh et al., 1984	CV	USA	82
		Walsh et al., 1984	CV	USA	121
		Siiikamäki and Layton, 2007	CV	Finland	735
		Siiikamäki and Layton, 2007	CV	Finland	197
		Siiikamäki and Layton, 2007	CV	Finland	453
	Air quality	Nowak et al., 2006	MP	USA	650
	Pest management	Losey and Vaughan, 2006	MP	USA	41
	Waste treatment	Croituru, 2007	RC	Europe	133
Grasslands	Erosion control	Barrow, 1991	MP	USA	35
	Biodiversity Habitat	Brouwer and Slangen, 1997	CV	Netherlands	2261
	Aesthetics	Barkmann and Zschiegner, 2010	CV	Germany	176
		Barkmann and Zschiegner, 2010	CV	Germany	550
		Juusola, 2009	HP	Sweden	1
		Alvarez-Farizo et al., 1999	CV	United Kingdom	11
		Alvarez-Farizo et al., 1999	CV	United Kingdom	41
	Pest management	Losey and Vaughan, 2006	MP	USA	41
Wetlands	Water provisioning	Thibodeau and Ostro, 1981	AC	USA	136
		Everard and Jevons, 2010	AC	United Kingdom	3227
		Folke, 1991	RC	Sweden	27
	Flood protection	Fournier et al., 2013	BT	Canada	470
	Waste treatment	Fournier et al., 2013	BT	Canada	260
	Biodiversity Habitat	Fournier et al., 2013	BT	Canada	519
	Aesthetics	Thibodeau and Ostro, 1981	HP	USA	0
		Everard and Jevons, 2010	Other	United Kingdom	1897
Amacher, 1989		HP	USA	87	

*AC: Avoided Costs, BT: Benefit Transfer, CV: Contingent Valuation, CM: Choice Modelling, HP: Hedonic Pricing, MP:

Market Price; RP: Replacement Cost

** Values are expressed in 2010 CAN\$/ha/year

References of the studies used in the Benefit Transfer

Alvarez-Farizo, B., Hanley, N., Wright, R.E., Macmillan, D., 1999. Estimating the Benefits of Agri-environmental Policy: Econometric Issues in Open-ended Contingent Valuation Studies. *Journal of Environmental Planning and Management* 42 (1), 23-43.

Amacher, G.S., Brazee, R.J., Bulkley, J.W., Moll, R.A., 1989. *Application of Wetland Valuation Techniques: Examples from Great Lakes Coastal Wetlands*. University of Michigan, School of Natural Resources.

Barkmann, J., Zschiegner, A.K., 2010. Grasslands as a sustainable tourism resource in Germany: environmental knowledge effects on resource conservation preferences. *International Journal of Services Technology and Management* 13, 174-191.

Barrow, C.J., 1991. *Land degradation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Brouwer, R., Slangen, L.H.G., 1997. Contingent valuation of public benefits of agricultural wildlife management: the case of Dutch peat meadow land. *European Review of Agricultural Economics* 25, 53–72

Croitoru, L., 2007. Valuing the non-timber forest products in the Mediterranean region. *Ecological Economics* 63 (4), 768-775.

Everard, M., Jevons, S., 2010. *Ecosystem services assessment of buffer zone installation on the upper Bristol Avon, Wiltshire*. Environment Agency, United Kingdom. ISBN: 978-1-84911-176-8

Folke, C., 1991. The societal value of wetland life-support. In Folke, C. and Kaberger, T. (eds). *Linking the natural environment and the economy*. Springer Netherlands, 141-171.

Fournier, R., Poulin, M., Revéret, J.P., Rousseau, A., Theau, J., 2013. *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint- Laurent : adaptations aux changements climatiques*. Ouranos project # 554015-104, 112p.

Fox, G., Dickson, E.J., 1990. The Economics of Erosion and Sediment Control in Southwestern Ontario. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 38, 23-44.

Juusola, P., 2009. Estimating Economic Values of Meadows and Grazings using Hedonic Housing Modeling and GIS. *CISEG* 5, 1-22.

Kniivila, M., Ovaskainen, V., Saastamoinen, O., 2002. Costs and benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland. *Journal of Forest Economics* 8 (2), 131-150.

Loomis, J.B., Ekstrand, E., 1998. Alternative approaches for incorporating respondent uncertainty when estimating willingness-to-pay: The case of the Mexican spotted owl. *Ecological Economics* 27 (1), 29-41.

Losey J. E., Vaughan M., 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56, 311–323.

Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4, 115-123.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Sphpritz, P., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.

Siikamäki, J., Layton, D.F., 2007. Discrete choice survey experiments: A comparison using flexible methods. *Journal of Environmental Economics and Management* 53 (1), 122-139.

Thibodeau, F.R., Ostro, B.D., 1981. An economic analysis of wetland protection. *Journal of Environmental Management* 12, 19-30.

Walsh, R.G., Loomis, J.B., Gillman, R.A., 1984. Valuing option, existence, and bequest demand for wilderness. *Land Economics* 60 (1), 14-29.

Annexe 2 : Questionnaire de l'enquête au Ruisseau Vacher



G R O U P E
AGÉCO



Enquête sur les améliorations environnementales dans
la région du Ruisseau Vacher (Lanaudière)

BIENVENUE et MERCI DE VOTRE PARTICIPATION

Ce questionnaire veut connaître vos priorités sur la qualité de l'environnement et les changements de pratiques agricoles par les agriculteurs de la région du bassin du Ruisseau Vacher. Il s'agit d'une étude financée par Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Il est important que vous répondiez à toutes les questions en y exprimant **votre point de vue**. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse !

Nous vous remercions de votre collaboration. Vos réponses resteront complètement anonymes et confidentielles. Merci.

Consulter les annexes à la fin du questionnaire pour de l'information complémentaire sur :

- La localisation du bassin versant du Ruisseau Vacher
- Qu'est-ce qu'un bassin versant et comment y intervenir?
- Le contexte agricole et environnemental de la région
- Un lexique de tous les mots en italique dans le questionnaire se retrouve également en annexe du questionnaire.

INSCRIRE ICI VOTRE CODE D'AUTHENTIFICATION

Votre opinion

1. Importance de certains enjeux environnementaux pour la société.

Ordonner les 10 enjeux environnementaux suivants, par ordre prioritaire, selon l'importance que vous lui accordez. Le numéro 1 est le plus important et le 10 moins important.

Enjeu environnemental	Ordre prioritaire
Extinction d'espèces animales en danger	
Perte de milieux naturels (boisés, marais, etc.)	
Précipitation de pluies acides	
Diminution de la couche d'ozone	
Pollution de l'eau	
Présence de smog urbain	
Changements climatiques	
Accumulation d'algues bleues dans les lacs	
Gestion des déchets municipaux	
Présence d'organismes génétiquement modifiés (OGM) dans la nature	

2. Importance des actions environnementales

Pour chaque action environnementale suivante, veuillez indiquer si vous les mettez en pratique...

Action environnementale	Jamais	Rarement	À l'occasion	Toujours	Ne sait pas
Recycler mes déchets domestiques	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Utiliser un mode de transport moins polluant (co-voiturage, vélo, transport en commun)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Pratiquer le compostage domestique	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Améliorer l'efficacité énergétique de mon habitation (ampoules fluocompactes, isolation, etc.)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Faire un don à un organisme environnemental	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Acheter des produits fabriqués localement	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

3. Opinion sur les types de contribution

Pour chaque action suivante posée par le gouvernement, veuillez indiquer la façon dont vous préférez contribuer en tant que contribuable.

Action gouvernementale	En faisant du bénévolat	En payant le prix dans ce que je consomme (TVQ, TPS)	Par une hausse des impôts	Pas de contribution personnelle	Autres types de contribution
Améliorer le système de santé public	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Aider les producteurs agricoles à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Investir dans les infrastructures publiques (route, viaduc, etc.)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Améliorer la qualité de l'air des zones urbaines (plantation d'arbre, circulation automobile réduite, mise à disposition de vélos pour déplacements urbains, etc.)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Rapport final (T7)

Vue d'ensemble

Voici quatre différents scénarios sur le futur du milieu agricole de la zone du Ruisseau Vacher. Veuillez les comparer avec la situation actuelle.

Situation actuelle en 2005

Voici en 2005, une partie du paysage de la zone du Ruisseau Vacher :



- Selon les experts, on y retrouve une qualité de l'eau de catégorie «très mauvaise».
- La biodiversité est faible.
- On observe aussi des problèmes d'érosion des sols.

⓪ Situation 2005 prolongée

Rapport final (T7)

Si les agriculteurs gardent les mêmes pratiques qu'en 2005, ce paysage de la zone du Ruisseau Vacher évoluerait vers :

- Aucune amélioration de la qualité de l'eau qui resterait de catégorie «très mauvaise».
- Disparition partielle des boisés.
- Biodiversité encore plus faible.



Rapport final (T7)

🔗 **Situation avec intégration progressive de la réglementation**

Si les agriculteurs gardent les mêmes pratiques qu'en 2005 et qu'ils intègrent l'ensemble des règlements environnementaux exigés des producteurs agricoles, ce paysage de la zone du Ruisseau Vacher pourrait ressembler à :



On observerait :

- Légère amélioration de la qualité de l'eau qui resterait cependant de catégorie «mauvaise».
- Faible amélioration de la *biodiversité*. Des haies naturelles pousseraient à proximité des boisés, mais ces derniers auraient en partie disparus.
- Végétation spontanée sur les *bandes riveraines* ce qui limiterait partiellement l'*érosion des sols*.

📍 Situation avec un Programme Ruisseau Vacher

Si l'ensemble des agriculteurs adoptent un programme de pratiques respectueuses de l'environnement, comme celui mis en œuvre par les producteurs agricoles de la région en ce moment, ce paysage de la zone du Ruisseau Vacher ressemblera à :



Ce programme entraînerait :

- Amélioration supplémentaire de la qualité de l'eau qui pourra alors être considérée de catégorie «moyenne».
- Aménagement des *bandes riveraines* et meilleur contrôle de l'*érosion des sols* grâce à des plantations d'arbustes et une végétation herbacée.
- Augmentation de la *biodiversité*.
- Des haies naturelles pousseraient à proximité des boisés mais ces derniers auraient, là aussi, en partie disparus.

📍 Situation « Environnement Plus »

Si l'ensemble des agriculteurs adoptent un programme environnemental de plus grande ampleur impliquant d'autres partenaires locaux et régionaux, ce paysage de la zone du Ruisseau Vacher pourrait ressembler à :



- La qualité de l'eau pourrait être qualifiée de catégorie «bonne».
- Ce paysage serait plus diversifié que dans la situation actuelle.
- On y retrouverait plus d'*habitats* favorables à la diversité faunique (par exemple en termes de poissons et d'oiseaux).

4. Seriez-vous prêt à payer pour un programme qui inciterait les agriculteurs à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement ?

Oui

Non

5. Si vous avez répondu « non » à la question #4, passez directement à la question #6. Si vous avez répondu « oui » à la question #4, répondez aux questions suivantes:

a. Combien seriez-vous prêt à payer par an, pendant une période de 5 ans, pour mettre en œuvre l'équivalent du scénario ② « Intégration progressive de la réglementation » ?

Il est très important que vous vous exprimiez comme s'il s'agissait d'un choix réel. Vous devez imaginer que vous devriez effectivement utiliser une part du budget de votre foyer et payer le coût additionnel éventuel qui correspond à votre réponse.

\$ / par an

b. Combien seriez-vous disposé à payer par an, pendant une période de 5 ans, pour mettre en œuvre l'équivalent du scénario ③ « Programme Ruisseau Vacher » ?

\$ / par an

c. Combien seriez-vous disposé à payer par an, pendant une période de 5 ans, pour mettre en œuvre l'équivalent du scénario ④ « Environnement Plus » ?:

\$ / par an

6. Si vous avez répondu « oui » à la question #4, passez directement à la section suivante. Si vous avez répondu « non », est ce parce que vous considérez que :
(vous pouvez cocher plusieurs cases) :

- Il y a d'autres enjeux, y compris en matière de protection de la qualité de l'environnement, pour lesquels votre argent serait plus utile.
- La qualité actuelle de cet environnement ne vous semble pas problématique.
- Les scénarios proposés ne permettront pas, selon vous, d'améliorer la qualité de l'environnement.
- Ces scénarios sont intéressants, mais vous n'avez pas les moyens de payer.
- Autre(s) raison(s).
Laquelle/lesquelles : _____

Les caractéristiques de l'environnement

La qualité de l'eau, la diversité des poissons et des oiseaux et la beauté des paysages peuvent changer en fonction des pratiques agricoles. Voici ces caractéristiques et comment elles peuvent varier.

La prochaine section présente beaucoup d'information, prenez le temps de bien lire. Les questions suivront.

#1 La qualité de l'eau

Situation actuelle

Le ruisseau Vacher affiche une « mauvaise » qualité de l'eau, en raison de :

- La turbidité élevée (l'eau est trouble) due à l'érosion excessive.
- La concentration importante de certains polluants (phosphore, nitrites et nitrates).

La mauvaise qualité de l'eau limite les usages qu'on peut en faire :

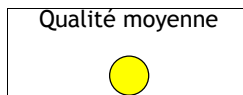
- L'eau est impropre à l'irrigation des champs de fruits et de légumes destinés à la consommation humaine.
- On n'y retrouve aucune espèce de poisson intéressante pour la pêche sportive.
- On ne peut pas y patauger et
- encore moins la boire.



Programme Ruisseau Vacher

Si les agriculteurs appliquent le programme Ruisseau Vacher, une qualité « moyenne » de l'eau serait atteinte. Cela se traduirait par :

- La possibilité d'irriguer les champs maraîchers et de pêcher,
- mais certaines espèces de poissons peu tolérantes à la pollution ne sont pas encore présentes.
- Les améliorations ne sont pas suffisantes pour permettre d'y patauger et de la boire.



Programme « Environnement Plus »

Si les agriculteurs adoptaient le Programme Environnement plus, une qualité « bonne » de l'eau serait atteinte et :

- Maintiendrait possible l'irrigation de fruits et légumes.
- Permettrait la pêche d'espèces de poissons plus recherchées.
- Permettrait de barboter dans les portions du ruisseau qui s'y prêtent.
- La qualité ne serait malgré tout pas suffisante pour que l'on puisse boire l'eau sans risque.




#2 Les poissons

Situation actuelle

La mauvaise qualité de l'eau et le nombre restreint *d'habitats fauniques* aquatiques ne permet qu'une:

- Pêche limitée.
- Les espèces de poissons ne sont pas d'un grand intérêt et leur chair est impropre à la consommation.


Le ruisseau Vacher comporte les populations des espèces suivantes pendant une partie de l'année et dans certaines portions du ruisseau Vacher :

Faible diversité 	1. Achigan à petite bouche (20-38 cm)	2. Crapet Soleil (10-15 cm)	3. Meunier noir (31-51 cm)
	4. Crapet de roche (10-25 cm)	+ 11 espèces de méné	

Programme Ruisseau Vacher

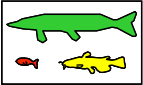













Si les agriculteurs appliquent le Programme Ruisseau Vacher, cela permettrait :

- L'amélioration de la qualité de l'eau.
- La création de nouveaux *habitats fauniques*.
- Un plus grand nombre d'espèces pourraient y vivre, intéressantes à pêcher et pouvant être consommées.

Diversité moyenne 	1. Achigan à petite bouche (20-38 cm)	2. Crapet Soleil (10-15 cm)	3. Meunier Noir (31-51 cm)
	4. Crapet de roche (10-25 cm)	5. Perchaude (10-25 cm)	6. Barbotte brune (20-35 cm)
	7. Carpe (36-48 cm)	+ 23 espèces de méné	











Programme «Environnement Plus»











Si les agriculteurs adoptaient le Programme « Environnement plus », une bonne qualité de l'eau et un aménagement adéquat du ruisseau Vacher permettraient d'y retrouver un plus grand nombre d'espèces, plus intéressantes pour la pêche :











<p>Grande diversité</p> 	<p>1. Grand brochet (50-75 cm)</p> 	<p>2. Achigan à petite bouche (20-28 cm)</p> 	
	<p>3. Perchaude (10-25 cm)</p> 	<p>4. Barbotte brune (20-35 cm)</p> 	
	<p>5. Crapet de roche (10-25 cm)</p> 	<p>6. Crapet Soleil (10-15 cm)</p> 	<p>7. Meunier noir (31-51 cm)</p> 
	<p>8. Carpe (36-48 cm)</p> 	<p>9. Anguille d'Amérique (61-102 cm)</p> 	<p>10. Lamproie de l'Est (19 cm)</p> 
	<p>11. Chevalier blanc (31-41 cm)</p> 	<p>12. Chevalier jaune (38-46 cm)</p> 	<p>13. Chevalier rouge (36-46 cm)</p> 
	<p>+ 29 espèces de ménés</p>		

#3 La diversité des oiseaux

La diversité des habitats fauniques dans le ruisseau Vacher permet à certains oiseaux d'y nicher ou de s'y arrêter lors de migration. Les oiseaux présents sur le territoire, tout au long de l'année ou seulement à quelques moments, sont divisés en trois catégories selon l'intérêt qu'ils présentent pour l'observation (faible, élevé, exceptionnel).

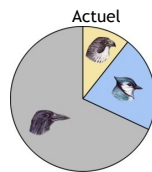
<p>Intérêt pour l'observation faible</p> 	<p>Corneille d'Amérique</p> 	<p>Goéland à bec cerclé</p> 	<p>Étourneau sansonnet</p> 
	<p>Quiscale bronzé</p> 	<p>Merle d'Amérique</p> 	<p>Carouge à épaulettes</p> 
	<p>Bruant chanteur</p> 	<p>Vacher à tête brune</p> 	<p>Chardonneret jaune</p> 

<p>Intérêt pour l'observation Élevé</p> 	<p>Grand héron</p> 	<p>Paruline jaune</p> 	<p>Oriole de Baltimore</p> 
	<p>Hirondelle rustique</p> 	<p>Sittelle à poitrine blanche</p> 	<p>Cardinal à poitrine rose</p> 
	<p>Pic flamboyant</p> 	<p>Passerin indigo</p> 	<p>Goglu des prés</p> 

<p>Intérêt pour l'observation Exceptionnel</p> 	<p>Paruline du Canada</p> 	<p>Busard St-Martin</p> 	<p>Crécerelle d'Amérique</p> 	
	<p>Buse à épaulettes</p> 	<p>Grand pic</p> 	<p>Chouette rayée</p> 	
	<p>Paruline bleue</p> 	<p>Sturnelle des prés</p> 	<p>Tangara écarlate</p> 	

Situation actuelle

La diversité limitée des habitats en bordure du ruisseau Vacher et dans les boisés permet à certains types d'oiseaux d'y habiter. Si vous désirez observer les oiseaux, vous avez plus de chance de voir des oiseaux qui présentent peu d'intérêt pour l'observation, tel que représenté dans la figure suivante :

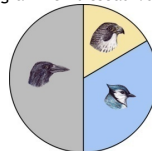


Programme Ruisseau Vacher

Si les agriculteurs appliquent le programme Ruisseau Vacher:

- Augmentation de la diversité dans les plantes, arbustes et arbres plantés en bordure du ruisseau Vacher,
- Augmentation la diversité des habitats pour les oiseaux,
- Augmentation de votre chance d'observer des oiseaux qui présentent un intérêt élevé ou exceptionnel pour l'observation.

Programme Ruisseau Vacher

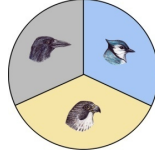


Programme «Environnement Plus»

Si les agriculteurs adoptaient le Programme « Environnement plus » :

- Diversification des *bandes riveraines* et augmentation du nombre de boisés,
- Plus large diversité d'habitats pour les oiseaux.
- Augmentation des chances d'observer un plus grand nombre d'espèces qui présentent un intérêt exceptionnel pour l'observation.

Programme «Environnement Plus»



#4 Le paysage

Situation Actuelle

Le paysage actuel est marqué par les pratiques agricoles dominantes qui se traduisent par :

- Absence de *bandes riveraines* non cultivées au bord des ruisseaux et fossés.
- Densité relativement faible de boisés et culture dominée par la production de maïs.

Actuel



Programme Ruisseau Vacher

Si les agriculteurs appliquent le programme Ruisseau Vacher:

- *Revégétalisation* des berges et implantation de *haies brise-vent*.
- Même quantité de boisés et maïs encore comme une des principales cultures.

Programme Ruisseau Vacher



Programme «Environnement Plus»

Si les agriculteurs adoptaient le Programme Environnement plus :

- Diversité dans la *revégétalisation* des berges
- Reboisement possible des parties des champs les moins fertiles et/ou qui sont les plus sensibles à l'*érosion*.
- Diversification des cultures.

Programme «Environnement Plus»



Le coût

L'amélioration de qualité de l'eau, de la diversité des poissons, des oiseaux et du paysage est associée à un coût, c'est-à-dire celui que vous auriez à payer comme contribuable pour financer le projet environnemental. Ce coût serait annuel, pour une période de 5 ans.









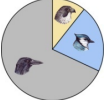
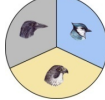






Choix des scénarios

- Voici une série de 6 scénarios.
- Dans chacun des cas, quatre options sont possibles pour décrire les caractéristiques de l'environnement futur du ruisseau Vacher.
- L'une des options est toujours le statut quo (situation actuelle)
- Choisissez la meilleure des options pour vous.

Tous les scénarios sont différents, même s'ils peuvent vous paraître très proches.









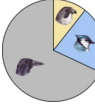

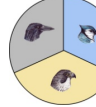





Scénario 1

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous? Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	125\$	75\$	25\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>










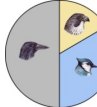






Scénario 2

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous?
 Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	25\$	75\$	125\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>










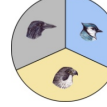
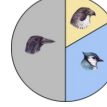





Scénario 3

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous?
 Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	125\$	75\$	25\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>









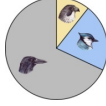
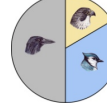
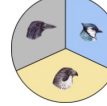





Scénario 4

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous?
Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	125\$	25\$	75\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>









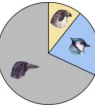
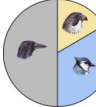

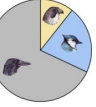




Scénario 5

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous?
Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	75\$	25\$	125\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Scénario 6

Si les quatre options ci-bas étaient les seules possibles, laquelle choisiriez-vous?
Cochez la case appropriée au bas du tableau.

	<i>Statu quo</i>	<i>Option A</i>	<i>Option B</i>	<i>Option C</i>
Qualité de l'eau				
Poissons				
Oiseaux				
Paysage				
Coût	0 \$	75\$	25\$	125\$
	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

7. Si vous avez choisi la « situation actuelle » (*statu quo*) plus d'une fois, répondez à la prochaine question. Si vous n'avez jamais ou qu'une seule fois choisi le *statu quo*, passez directement à la question #8.

Lequel des énoncés suivant correspond le mieux à la raison de ce choix (*statu quo*) ?
Ne cochez qu'une seule case.

Le coût des programmes était trop élevé	<input type="radio"/>
Je préfère la situation actuelle	<input type="radio"/>
L'argent devrait plutôt servir à des priorités comme la santé	<input type="radio"/>
Je ne devrais pas avoir à payer pour résoudre un problème causé par d'autres	<input type="radio"/>
Je n'ai pas les moyens de payer pour l'amélioration de l'environnement	<input type="radio"/>
Je ne crois pas que le gouvernement va dépenser les fonds de manière adéquate	<input type="radio"/>
Les options proposées par rapport à la situation actuelle ne faisaient pas de sens pour moi	<input type="radio"/>
Je ne veux pas payer de nouvelles taxes pour inciter les agriculteurs à changer leurs pratiques	<input type="radio"/>
Les scénarios étaient basés sur des caractéristiques qui n'ont pas besoin d'être améliorées selon moi	<input type="radio"/>
Autres	<input type="radio"/>
Si autre, veuillez préciser:	

8. Si vous avez choisi la « situation actuelle » (*statu quo*) plus d'une fois, passez directement à la question #9.

Les programmes qui incitent les agriculteurs à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement peuvent entraîner de multiples changements dans la région.

Classez les 13 éléments potentiels suivants, **par ordre prioritaire**, selon l'influence qu'il a eu dans vos choix d'options précédents. Le numéro 1 est le plus important et le 13 moins important.

Changements potentiels	Ordre prioritaire
Conservation des sols	
Augmentation de la biodiversité (plus d'espèces animales et végétales)	
Réduction de l'utilisation d'engrais et de pesticides	
Diminution de l'érosion des berges	
Création de nouveaux habitats fauniques	
Augmentation du nombre d'arbres et d'arbustes	
Amélioration de la qualité de l'eau	
Sensibilisation du public à la question environnementale en agriculture	
Sensibilisation des agriculteurs à de nouvelles pratiques	
Diversification des paysages	
Réduction des gaz à effet de serre	
Réduction des risques pour la santé humaine	
Création locale d'emplois	

9. À partir de quel organisme ou institution seriez-vous prêt à payer pour améliorer la qualité de l'environnement de votre région?
Cochez toutes les cases correspondantes.

- Gouvernement fédéral
- Gouvernement provincial
- Organisation non gouvernementale au niveau provincial
(Ex. : Fondation de la Faune du Québec)
- Organisation non gouvernementale au niveau local
(Ex. : Corporation de l'Aménagement de la Rivière l'Assomption)
- Municipalité
- Aucune
- Autre, précisez :

10. Et quel serait votre type de contribution préféré ?

Cochez une seule case

- Hausse des impôts
- Hausse des taxes municipales
- Paiements à un fonds dédié
- Autres, précisez :

Il ne reste que quelques questions pour compléter nos statistiques

11. Dans quel groupe d'âge vous situez-vous :
- Moins de 18 ans
 - Entre 18 et 24 ans
 - Entre 25 et 34 ans
 - Entre 35 et 44 ans
 - Entre 45 et 54 ans
 - Entre 55 et 64 ans
 - Entre 65 et 74 ans
 - 75 ans ou plus
 - Je préfère ne pas répondre à cette question
12. Laquelle des situations suivantes correspond le mieux à la vôtre :
- Seul(e) sans enfant
 - Seul(e) avec enfant(s)
 - En couple sans enfant
 - En couple avec enfant(s)
 - Avec des parents/co-locataires
 - Autre situation
 - Je préfère ne pas répondre à cette question
13. Vous êtes :
- Un homme
 - Une femme
14. À quel niveau se situe la dernière année de scolarité que vous avez terminée? Est-ce :
- Primaire
 - Secondaire
 - Collégial
 - Universitaire
 - Je préfère ne pas répondre
15. Quel est votre code postal : _____
16. Depuis combien d'années résidez-vous à cette adresse : _____ans
17. Avez-vous passé la plus grande partie de votre vie :
- En milieu urbain
 - Dans un village
 - Sur un rang de campagne
 - En milieu forestier

18. Pratiquez-vous une des activités suivantes?

Cochez toutes les cases correspondantes

	À Saint-Jacques de Montcalm	Dans la région de Lanaudière	Ailleurs au Québec	Ne pratique pas
Pêche	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Trappe	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Chasse	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Observation de la nature (oiseaux, etc.)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Randonnée pédestre	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Cyclisme	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Motoneige	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Autre Précisez :	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

19. Quelle est votre occupation principale actuelle ?

- Travail à temps plein
- Travail à temps partiel
- Au foyer
- Au chômage
- Étudiant
- Retraité
- Je préfère ne pas répondre à cette question

20. Dans quel secteur travaillez-vous?

- Gestion
- Affaires, finance et administration
- Sciences naturelles et appliquées et professions apparentées
- Secteur de la santé
- Sciences sociales, enseignement, administration publique et religion
- Arts, culture, sports et loisirs
- Ventes et services
- Métiers, transport et machinerie
- Secteur agricole
- Professions propres au secteur primaire
- Transformation, fabrication et services d'utilité publique
- Sans emploi

21. Parmi les catégories suivantes, laquelle reflète le mieux le REVENU total avant impôt de tous les membres de votre foyer pour l'année 2007 ?

Est-ce...

- ...19 999\$ et moins
- ...entre 20 000 \$ et 39 999 \$
- ...entre 40 000 \$ et 59 999 \$
- ...entre 60 000 \$ et 79 999 \$
- ...entre 80 000 \$ et 99 999 \$
- ...100 000 \$ et plus
- Je préfère ne pas répondre

MERCI BEAUCOUP DE VOTRE COLLABORATION

Annexe 3 : Questionnaire de l'enquête sur les milieux humides

Enquête sur la valeur économique des milieux humides au Québec

Chercheur Principal : Richard Fournier, Professeur titulaire, *Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke*

Co-chercheurs : Jie He, Jérôme Théau, Mathieu Varin, Thomas Poder

BIENVENUE et MERCI POUR VOTRE INTÉRÊT

Nous voudrions par ce questionnaire connaître votre intérêt pour la préservation des milieux humides au Québec. Il s'agit d'une étude financée par le consortium Ouranos, un organisme dédié à la recherche sur les changements climatiques.

Le questionnaire est divisé en 3 sections et le temps nécessaire pour y répondre est d'environ 15-20 minutes. Le simple fait de remplir ce questionnaire est considéré comme l'expression de votre consentement à participer au projet.

Vos réponses sont complètement anonymes et confidentielles. De plus, les informations recueillies dans le cadre de cette étude ne serviront qu'à des fins scientifiques. Les données anonymes obtenues seront détruites 10 ans après la fin de cette étude.

Pour toute question ou commentaire, vous pouvez contacter l'équipe de recherche au 1-819-821-8000 ou au numéro sans frais 1-800-267-8337 poste 62360

Le Comité d'éthique de la recherche Lettres et sciences humaines de l'Université de Sherbrooke a approuvé ce projet de recherche et en assure le suivi. De plus, il approuvera au préalable toute révision et toute modification apportée au formulaire d'information et de consentement, ainsi qu'au protocole de recherche.

Vous pouvez parler de tout problème éthique concernant les conditions dans lesquelles se déroule votre participation à ce projet avec la responsable du projet ou expliquer vos préoccupations à Mme Dominique Lorrain, présidente du Comité d'éthique de la recherche Lettres et sciences humaines, en communiquant par l'intermédiaire de son secrétariat au numéro suivant : 1-800-267-8337 poste 62644.

CONSENTEMENT:

Je comprends que les données seront traitées de façon confidentielle et, qu'en aucun cas, elles ne me seront associées lors de la diffusion des résultats.

Le fait de répondre au questionnaire constitue un consentement à participer au projet de recherche.

Il est important que vous répondiez à toutes les questions en y **exprimant votre point de vue. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse !**

INTRODUCTION

Avant de commencer, voici trois petits quiz pour tester vos connaissances sur les milieux humides

Quiz 1

Selon vous, lequel de ces éléments n'est pas un milieu humide?

- Un étang
- Un marais
- Une tourbière
- Un marécage
- Aucun

Voici la réponse : aucun.

En effet, les milieux humides sont des territoires naturels inondés (partiellement ou entièrement) sur une période de l'année suffisamment longue pour influencer la nature du sol et la composition de la végétation. Les principaux types de milieux humides sont les tourbières, les marais, les marécages et les étangs de faible profondeur. Les milieux humides occupent environ 6% de l'ensemble du territoire québécois habité.

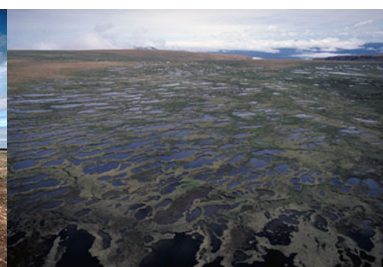
Voici quelques photos illustrant différents types de milieux humides :



Marécages



Marais



Tourbière

Quiz 2

Selon vous, à quoi servent les milieux humides ? Plusieurs réponses sont possibles.

- A. C'est un endroit où on peut pêcher, chasser et observer un grand nombre d'animaux.
- B. Ce sont les « reins » de la terre, ils nettoient l'eau en la filtrant.
- C. C'est un endroit où on retrouve beaucoup de moustiques.
- D. Ils contrôlent le niveau de l'eau et luttent contre les inondations et les érosions.
- E. Ils peuvent nous fournir de la nourriture (riz sauvage, baies sauvages...).
- F. C'est un territoire à développer.
- G. Aucune de ces réponses.

Voici les bonnes réponses : A, B, C, D, et E.

En effet, si les forêts sont les poumons de la planète, les milieux humides en sont les reins. Un milieu humide est comme un « supermarché biologique », car il procure un habitat écologique pour un grand nombre de plantes, d'insectes et d'animaux. Leur fonction de « rein de la planète » vient du fait qu'ils accumulent l'eau, ce qui permet de filtrer les sédiments et les polluants, en plus de nous protéger partiellement contre les inondations. Ces services écologiques doivent être pris en considération si on veut évaluer la valeur des milieux humides pour l'être humain.

Quiz 3

Selon vous, quelle est la situation au Québec par rapport à il y a 40 ans ?

- A. Près de 50 % des milieux humides ont disparu dans les régions habitées du Québec
- B. Près de 30 % des milieux humides ont disparu dans les régions habitées du Québec
- C. Près de 10 % des milieux humides ont disparu dans les régions habitées du Québec
- D. Il y a une légère augmentation de la superficie des milieux humides au Québec
- E. Je ne sais pas

La bonne réponse est : A.

La destruction des milieux humides se fait à un taux très rapide. Depuis les 40 dernières années, **près de 50 % des milieux humides ont disparu** dans les régions habitées du Québec, soit près de 400 000 hectares. Les raisons principales sont le développement urbain et l'agriculture.

Au cours des prochaines décennies, les milieux humides risquent fort d'être encore davantage affectés par les activités de l'être humain et par les changements climatiques. La disparition progressive des milieux humides augmentera les impacts négatifs de ces changements, notamment en dégradant la qualité de l'eau, en diminuant la protection contre les inondations et en dégradant les habitats fauniques.

Ce questionnaire vise à recueillir votre perception du rôle des milieux humides pour leur attribuer une valeur économique et ainsi guider les dirigeants dans leur gestion de ceux-ci, que ce soit pour encadrer leur destruction, pour assurer leur conservation ou pour entreprendre des projets de restauration.

PREMIÈRE SECTION :

VOTRE OPINION SUR L'ENVIRONNEMENT

1. Quelles actions bénéfiques pour l'environnement pratiquez-vous et à quelle fréquence ?

ACTIONS ENVIRONNEMENTALES	JAMAIS	RAREMENT	SOUVENT	TOUJOURS	NE SAIT PAS
Recyclage	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Compostage	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Mode de transport moins polluant (co-voiturage, autobus, vélo, etc.)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Don à un organisme environnemental	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

2. Parmi les activités suivantes, lesquelles pratiquez-vous et à quelle fréquence?

ACTIVITÉS EN NATURE	JAMAIS	RAREMENT	PARFOIS	SOUVENT	NE SAIT PAS
Randonnée et/ou observation en nature	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Chasse et/ou pêche	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Ski de fond et/ou cyclisme	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Motoneige	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

3. Connaissez-vous des milieux humides dans votre région ?

Oui → allez à la question 4.

Non, je n'en connais pas → allez directement à la question 5.

4. Quelle est la distance entre votre maison et le milieu humide de votre région que vous connaissez ?

1-5 kilomètres

5-20 kilomètres

20-50 kilomètres

Plus de 50 kilomètres

5. Si les milieux humides de votre région étaient aménagés (sentiers, belvédères, pistes de ski de fond, etc.), lesquelles de ces activités iriez-vous y pratiquer et à quelle fréquence ?

ACTIVITÉS EN NATURE	JAMAIS	RAREMENT	PARFOIS	SOUVENT	NE SAIT PAS
Randonnée et/ou observation en nature	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Chasse et/ou pêche	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Ski de fond et/ou cyclisme	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Motoneige	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

6. Qui peut selon-vous contribuer le plus à une amélioration de la situation en matière d'environnement ? Maximum de deux choix de réponse possible.

Les pouvoirs publics

Les entreprises

Les organisations environnementales

Les individus comme vous.....

Aucun

Ne sait pas/Refus.....

DEUXIÈME SECTION : LE FUTUR DES MILIEUX HUMIDES

Considérant la détérioration importante des milieux humides dans les zones habitées du Québec, plusieurs projets d'action sont projetés par les autorités publiques. Le but de ces projets est de restaurer et de préserver les fonctions de ces milieux humides. Chacun de ces projets propose différents niveaux d'amélioration des services écologiques de ces milieux humides. Il vous est demandé ici de nous indiquer parmi plusieurs projets lesquels ont votre préférence. Pour vous permettre de faire vos choix, cinq caractéristiques vous sont présentées pour chaque projet :

Chacun des projets fait référence aux caractéristiques suivantes :

- la biodiversité (mesurée par le nombre d'espèces végétales et animales menacées de disparition)
- la régulation des crues (mesurée par la fréquence des inondations catastrophiques au Québec sur une période de 10 ans)
- la qualité de l'eau (mesurée par la concentration en coliformes fécaux dans l'eau des rivières et des lacs ainsi que par les activités qui sont permises dans l'eau)
- le stockage du carbone et sa contribution à la lutte contre les changements climatiques (mesuré en équivalent du nombre de voitures retirées de la circulation et qui ainsi n'émettent plus de CO₂)
- le coût associé au projet

Pour ces 5 caractéristiques, dans la situation actuelle où près de 50% des milieux humides en zone habitée au Québec ont disparu, la biodiversité est faible, soit 90 espèces menacées de disparition, la régulation des crues est faible, soit 14 inondations catastrophiques sur dix ans, la qualité de l'eau faible, soit une eau non potable et non utilisable à des fins récréatives (un niveau de coliformes fécaux supérieur à 200ufc/100ml), un faible niveau de stockage de carbone correspondant à 30 000 véhicules retirés de la circulation, et à un coût nul.

Section spécifique à l'évaluation contingente

Le meilleur projet pour l'environnement est celui qui permettra de réduire le nombre d'espèces menacées à 30, de réduire la fréquence des crues à moins de 6 sur 10 ans, d'améliorer la qualité de l'eau des rivières et des lacs afin qu'elle soit potable (coliformes fécaux à moins de 1ufc/100ml), d'augmenter la capacité de stockage de carbone (soit l'équivalent de 60 000 véhicules retirés de la circulation), le tout pour un coût annuel de X\$ par ménage.

Voici un tableau récapitulatif de ces différents éléments :

	Statu quo	Projet le plus favorable à l'environnement
Biodiversité la capacité à servir d'habitat et à préserver un grand nombre de plantes, d'insectes et d'animaux.	90 espèces végétales et animales menacées de disparition	30 espèces végétales et animales menacées de disparition
Régulation des crues la capacité à retenir l'eau pour réduire le potentiel d'inondation lors de pluies abondantes.	14 inondations catastrophiques en 10 ans	6 inondations catastrophiques en 10 ans
Qualité de l'eau la capacité à filtrer les sédiments et les polluants afin d'assurer une eau de qualité dans les rivières et les lacs.	Mauvaise (ne permet pas des activités récréatives, coliformes fécaux supérieurs à 100ufc/100ml)	Bonne (eau potable, coliformes fécaux inférieurs à 1ufc/100ml)
Stockage du carbone les milieux humides servent de puits de carbone et captent les émissions de CO2 émises dans l'atmosphère	Équivalent de 30 000 véhicules retirés de la circulation	Équivalent de 60 000 véhicules retirés de la circulation
Coût annuel un supplément de taxe municipale sur l'eau et l'assainissement (payé directement à la municipalité pour les propriétaires et par une augmentation du prix du loyer pour les locataires)	0\$	X\$

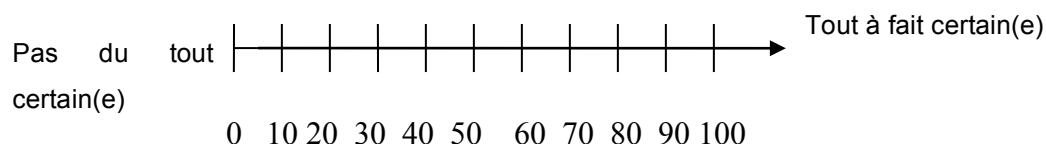
Les questions suivantes sont hypothétiques et il n'existe pas de bonne ou mauvaise réponse. Avant de donner votre réponse, veuillez prendre en considération que chaque paiement conduira à une réduction de votre budget pour l'achat d'autres biens et services (ex. : loisirs, vêtements, voyages, etc.).

1. Compte tenu des différents avantages fournis par le projet le plus favorable à l'environnement par rapport au statu quo (situation actuelle) seriez-vous prêt à payer X dollars pour la mise en place de ce projet et ainsi restaurer et préserver les milieux humides dans les zones habitées du Québec ? Le mode de financement serait ici une augmentation de la taxe municipale sur l'eau et l'assainissement (payée directement à la municipalité pour les propriétaires et par une augmentation du prix du loyer pour les locataires).

Oui, je voterais pour. → allez à la question 3.

Non, je voterais contre. → allez à la question 2.

Êtes-vous certain(e) de votre réponse? Indiquez votre niveau de certitude sur une échelle de 0 à 100 (100 = tout à fait certain et 0 = pas du tout certain)



2. Si vous avez définitivement voté Non, pouvez-vous nous en indiquer les raisons ? Plusieurs réponses possibles.

Le coût du projet est trop élevé	<input type="radio"/>
Je préfère la situation actuelle	<input type="radio"/>
L'argent devrait plutôt servir à des priorités comme la santé	<input type="radio"/>
Je ne devrais pas avoir à payer pour résoudre un problème causé par d'autres	<input type="radio"/>
Je n'ai pas les moyens de payer pour l'amélioration de l'environnement	<input type="radio"/>
Je ne crois pas que le gouvernement va dépenser les fonds de manière adéquate	<input type="radio"/>
Le projet proposé par rapport à la situation actuelle ne fait pas de sens pour moi	<input type="radio"/>
Je ne veux pas payer de nouvelles taxes, même pour une amélioration de l'environnement	<input type="radio"/>
Je ne connais pas de milieu humide dans ma région	<input type="radio"/>
Le projet est basé sur des caractéristiques qui n'ont pas besoin d'être améliorées selon moi	<input type="radio"/>
Autres raisons	<input type="radio"/>
Si autres raisons, veuillez préciser:	

3. En pourcentage du montant qui vous a été demandé, comment répartiriez-vous ce montant entre les différentes caractéristiques améliorées des milieux humides :

	En pourcentage du total
<p>Biodiversité</p> <p>La capacité à servir d’habitat et à préserver un grand nombre de plantes, d’insectes et d’animaux.</p>	%
<p>Régulation des crues</p> <p>la capacité à retenir l’eau pour réduire le potentiel d’inondation lors de pluies abondantes.</p>	%
<p>Qualité de l’eau</p> <p>la capacité à filtrer les sédiments et les polluants afin d’assurer une eau de qualité dans les rivières et les lacs.</p>	%
<p>Stockage du carbone</p> <p>Les milieux humides servent de puits de carbone et captent les émissions de CO2 émises dans l’atmosphère</p>	%

.

Section spécifique à la méthode des choix expérimentaux

Par rapport au statu quo, différents projets vont permettre d'améliorer les services rendus par les milieux humides, chacun de ces projets est associé à un coût. Il va ici vous être demandé de faire cinq fois de suite un choix entre le statu quo et deux projets spécifiques.

1. Quel projet préférez-vous ?

Si vous choisissez le projet A ou B, vous devrez payer un coût annuel sous la forme d'un supplément de taxe municipale pour l'eau et l'assainissement. Aucun paiement ne sera demandé pour le choix du statu quo, cependant la condition des milieux humides continuera à se dégrader, dégradant ainsi les services écologiques comme la biodiversité, la qualité d'eau, la gestion des crues et la capacité à stocker du carbone.			
	Projet A	Projet B	Statu quo
Biodiversité La capacité à servir d'habitat et à préserver un grand nombre de plantes, d'insectes et d'animaux.	Moyenne (60 espèces menacées de disparition)	Faible (90 espèces menacées de disparition)	Faible (90 espèces menacées de disparition)
Régulation des crues la capacité à retenir l'eau pour réduire le potentiel d'inondation lors de pluies abondantes.	Forte (6 inondations catastrophiques en 10 ans)	Faible (14 inondations catastrophiques en 10 ans)	Faible (14 inondations catastrophiques en 10 ans)
Qualité de l'eau la capacité à filtrer les sédiments et les polluants afin d'assurer une eau de qualité dans les rivières et les lacs.	Moyenne (non potable mais permet des activités récréatives : 1<CCF<100)	Mauvaise (ne permet pas des activités récréatives : CCF>100)	Mauvaise (ne permet pas des activités récréatives : CCF>100)
Stockage du carbone Les milieux humides servent de puits de carbone et captent les émissions de CO ₂ émises dans l'atmosphère	Forte (Équivalent de 60 000 véhicules retirés de la circulation)	Moyenne (Équivalent de 45 000 véhicules retirés de la circulation)	Faible (Équivalent de 30 000 véhicules retirés de la circulation)
Coût annuel un supplément de taxe municipale sur l'eau et l'assainissement (payé directement à la municipalité pour les propriétaires et par une augmentation du prix du loyer pour les locataires)	25\$	10\$	0\$
Je préfère	A _____	B _____	Aucun _____

Note : CCF = concentration en coliformes fécaux en ufc/100ml

2. Si les projets promettent différents résultats. Quel projet préférez-vous ?

Même grille mais avec des valeurs différentes. Projets C et D.

3. Si les projets promettent différents résultats. Quel projet préférez-vous ?

Même grille mais avec des valeurs différentes. Projets E et F.

4. Si les projets promettent différents résultats. Quel projet préférez-vous ?

Même grille mais avec des valeurs différentes. Projets G et H.

5. Si les projets promettent différents résultats. Quel projet préférez-vous ?

Même grille mais avec des valeurs différentes. Projets I et J.

6. Si vous avez choisi la « situation actuelle » (*statu quo*) une ou plusieurs fois, répondez à la question ci-dessous. Si vous n'avez jamais choisi le *statu quo*, passez directement à la section suivante. Plusieurs réponses possibles.

Le coût des projets est trop élevé	<input type="radio"/>
Je préfère la situation actuelle	<input type="radio"/>
L'argent devrait plutôt servir à des priorités comme la santé	<input type="radio"/>
Je ne devrais pas avoir à payer pour résoudre un problème causé par d'autres	<input type="radio"/>
Je n'ai pas les moyens de payer pour l'amélioration de l'environnement	<input type="radio"/>
Je ne crois pas que le gouvernement va dépenser les fonds de manière adéquate	<input type="radio"/>
Les projets proposés par rapport à la situation actuelle ne faisaient pas de sens pour moi	<input type="radio"/>
Je ne veux pas payer de nouvelles taxes, même pour une amélioration de l'environnement	<input type="radio"/>
Je ne connais pas de milieu humide dans ma région	<input type="radio"/>
Les projets étaient basés sur des caractéristiques qui n'ont pas besoin d'être améliorées selon moi	<input type="radio"/>
Autres raisons	<input type="radio"/>
Si autres raisons, veuillez préciser:	

TROISIÈME SECTION : VOTRE PROFIL

Nous aimerions maintenant connaître certaines caractéristiques de votre profil socio-économique. Vos réponses resteront totalement anonymes et ne seront pas utilisées à l'extérieur de ce sondage.

1. Quel est votre âge :

- Moins de 18 ans
- Entre 18 et 24 ans
- Entre 25 et 34 ans
- Entre 35 et 44 ans
- Entre 45 et 54 ans
- Entre 55 et 64 ans
- Entre 65 et 74 ans
- 75 ans ou plus
- Je préfère ne pas répondre à cette question

2. Quelle situation vous décrit le mieux ?

- Seul(e) sans enfant(s)
- Seul(e) avec enfant(s)
- En couple sans enfant(s)
- En couple avec enfant(s)
- Avec des parents ou colocataires
- Autre situation_____
- Je préfère ne pas répondre à cette question

3. Combien de personnes y a-t-il dans votre foyer (vous incluant) :

_____personnes, dont _____ont moins de 18 ans

4. Vous êtes :

Un homme: Une femme:

5. À quel niveau se situe la dernière année de scolarité que vous avez terminée?

Est-ce :

- Primaire
- Secondaire
- DEP
- Collégial
- Universitaire
- Je préfère ne pas répondre

6. Quelle est votre occupation principale actuelle ?

N.B. ON PARLE D'EMPLOI RÉMUNÉRÉ SEULEMENT. Même si vous êtes en congé sabbatique, de maternité, de maladie ou d'accident de travail, veuillez préciser votre EMPLOI. Si vous êtes incertain(e) de la catégorie qui s'applique à vous, choisissez "Autre" et décrivez votre emploi.

- Employé de bureau
- Personnel spécialisé dans la vente
- Personnel spécialisé dans les services
- Producteur agricole
- Travailleur manuel
- Ouvrier spécialisé / Semi-spécialisé
- Travailleur des sciences & technologies
- Professionnel

- Gestionnaire/Administrateur/Propriétaire
- Travailleur autonome
- Au foyer
- Retraité (pré-retraité, rentier)
- Sans emploi (Assurance-emploi, assisté social,...)
- Je ne sais pas / Je préfère ne pas répondre
- Autre - spécifiez

7. Parmi les catégories suivantes, laquelle reflète le mieux le REVENU total de votre ménage avant impôt pour l'année 2012 ?

Est-ce... (en dollars)

- ...9 999 et moins
- ...entre 10 000 et 29 999
- ...entre 30 000 et 49 999
- ...entre 50 000 et 74 999
- ...entre 75 000 et 99 999
- ...100 000 et plus
- Je préfère ne pas répondre

8. Quel est votre code postal ? _____

9. Depuis quand résidez-vous à cette adresse ? _____

10. Avez-vous passé la plus grande partie de votre vie :

- En milieu urbain
- Dans un village
- En campagne
- En milieu forestier

11. Êtes-vous locataire ou propriétaire ?

Locataire

Propriétaire

12. Lors des dernières élections provinciales, pour quel parti politique avez-vous voté ?

Parti libéral du Québec (PLQ)

Parti québécois (PQ)

Québec solidaire (QS)

Coalition avenir Québec (CAQ)

Option nationale (ON)

Parti vert du Québec (PVQ)

Autre : -----

Refus de répondre

MERCI BEAUCOUP DE VOTRE COLLABORATION