

Université du Québec en Outaouais

**Analyse de l'offre et de la demande de services écosystémiques liés à l'eau  
en milieu agricole au Québec**

Par

Chloé L'Ecuyer-Sauvageau

Département des sciences naturelles

Thèse présentée au Décanat des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de Ph.D. en économie de la biodiversité et des écosystèmes  
(doctorat sur mesure)

Janvier 2022

© Chloé L'Ecuyer-Sauvageau, 2022

## **Résumé**

L'eutrophisation anthropique, causée par l'apport excessif de nutriments lié aux activités humaines (e.g. agriculture, industrie, eaux usées), est à l'origine de nombreux changements écologiques et génère des impacts socio-économiques et sanitaires. Les efflorescences de cyanobactéries font partie des phénomènes amplifiés par la présence de nutriments, particulièrement du phosphore, présents en trop grande quantité dans l'eau. Considérant la perspective de l'ensemble des usagers de la ressource-eau, le concept des services écosystémiques (SE) peut être utilisé pour comprendre les bénéfices associés à un environnement sain, mais aussi pour comprendre les préférences de ces usagers.

Cette thèse vise à comprendre les dynamiques socio-écologiques et les préférences des usagers récréatifs et des agriculteurs dans les bassins versants, dans un contexte de gestion du phosphore de source diffuse, et ce, afin d'améliorer la qualité de l'eau et maximiser la production de SE. Pour ce faire, nous avons utilisé quatre approches, soit une analyse documentaire, une analyse de la valeur économique des SE basés sur une analyse spatiale, l'analyse des préférences à l'aide de la modélisation de choix et la modélisation multi-agents. Premièrement, l'analyse documentaire nous a permis de définir le contexte dans lequel s'inscrit l'élaboration de politiques entourant le contrôle du phosphore d'origine agricole, dans le contexte de la transition écologique au Québec. Deuxièmement, l'évaluation économique des SE combinée à une analyse spatiale nous a permis d'établir quelle est l'offre globale de SE par écosystèmes pour les terres gérées par la Commission de la Capitale Nationale à Gatineau-Ottawa. Pour ce faire, nous avons principalement utilisé la méthode du transfert des bénéfices et des méthodes issues des prix de marché. Cette approche a permis, notamment, d'obtenir un portrait de la valeur des SE associés aux milieux agricoles. Elle a aussi permis de réfléchir à l'utilisation de ce type de valeurs dans la prise de décisions. Troisièmement, la méthode de la modélisation de choix a été utilisée pour obtenir des informations sur les préférences de deux groupes d'usagers, soit les usagers récréatifs de l'eau (e.g.

villégiateurs, citoyens) et les agriculteurs. Dans un premier temps, nous avons mesuré la volonté à payer des usagers récréatifs de l'eau pour améliorer la qualité de SE (activités récréatives, santé écologique de l'eau, services liés à l'esthétisme). Les résultats nous ont permis de montrer que les usagers sont intéressés à contribuer à un fonds qui permettrait d'améliorer la qualité de SE. L'utilisation de la méthode auprès des agriculteurs visait à rendre compte de leur intérêt à prendre part à un programme de soutien à l'agroenvironnement (i.e. programme de paiement pour SE (PSE)) et à explorer leurs préférences pour les modalités contractuelles d'un tel programme. Bien que les agriculteurs aient démontré un intérêt à prendre part à un programme de ce type, ils ont préféré des pratiques moins restrictives et plus connues (mesures de conservation des sols et cultures de couverture), des contrats plus courts et une compensation élevée pour l'adoption de pratiques. Nous avons de surcroît démontré qu'en fonction du mode de compensation des SE (% des coûts ou \$/ha), l'importance accordée aux éléments contractuels varie entre les agriculteurs. Finalement, le développement d'un modèle multi-agents nous a permis de décrire comment les agriculteurs prendraient des décisions face à un programme de PSE. Cet exercice nous a permis d'explorer l'impact de l'utilisation de modèles de prise de décision sur l'intérêt des agriculteurs face à un PSE. Nous avons démontré que le recours à la rationalité économique ne permet pas de bien représenter la prise de décision.

Pour conclure, le recours au cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques nous a permis d'analyser la façon dont un PSE pourrait s'insérer dans le contexte politique, de gouvernance et comment il pourrait permettre de répondre aux attentes des usagers récréatifs par rapport à la qualité de l'eau au Québec.

**Mots-clés :** services écosystémiques, paiements pour services écosystémiques, modélisation de choix, modélisation multi-agents, agriculture, gestion de l'eau, phosphore, effloraisons de cyanobactéries.

## **Abstract**

Eutrophication is caused by the excessive enrichment of waterbodies by nutrients, largely accelerated by human activities (agriculture, industrial effluents, wastewater ...). This phenomenon causes a number of ecological changes that have economic and health consequences. Algal blooms, especially, are exacerbated by the presence of nutrients in waterbodies, and largely by the presence of phosphorus. Taking into account the perspective of every user in a watershed, the concept of ecosystem services (ES) can be useful to understand the benefits associated with a healthy environment, but also to understand the sometimes-conflicting preferences of these users.

In this thesis, our aim is to understand the social-ecological dynamics and the preferences of recreational users and of agricultural producers within a watershed, in a context of the management of non-point source phosphorus, where the objective is to improve water quality and maximize the production of ES. To achieve this, we relied on four approaches: a literature review and analysis, the economic valuation of ES using a spatial approach, an analysis of preferences using the choice experiment method, and an agent-based model. First, with the literature review and analysis, we were able to establish the setting within which phosphorus management policies are designed, in the context of the ecological transition in the province of Quebec. Second, the economic valuation of ES with a spatial analysis enabled us to determine the ES provided by ecosystems in the area managed by the National Capital Commission in Gatineau-Ottawa. To do this evaluation, we mainly relied on the benefit transfer method, but also on market pricing methods. This exercise was useful to estimate the benefits associated with ES provided by agricultural lands. Using this method, we were also able to reflect on the use, by decision-makers, of the values of ES. Third, the choice experiment method was used to gather more information about the preferences of recreational water users and agricultural producers with regard to ES in a watershed. We measured the willingness to pay of recreational water users to improve water quality for a suite of ES (recreational activities, ecological health, ES related to

aesthetics). The results showed that recreational water users are interested in contributing to a fund to improve the quality of ES. With the agricultural producers, we used the method to determine their level of interest for a payment for ES (PES) and to understand their preferences for such a program's contract features. The agricultural producers did show an interest for a PES. With regard to contractual features, they preferred less restrictive and better-known practices (soil conservation measures, cover crops), shorter contract duration, and higher compensation levels. Our results also showed that the mode of compensation offered to farmers (% of costs or \$/ha) did influence the preferences of farmers for contractual features. Finally, the development of an agent-based model was used to describe how agricultural producers may decide to take part in a PES and adopt agri-environmental practices. This exercise also allowed us to explore how the use of some decision-making models influence decisions of farmers with regard to a PES. We showed that the economic rationality model does not represent agricultural producer's decision-making process very well.

To conclude, the use of the social-ecological system framework allowed us to analyse how a PES might fit in this system, given the political context, the governance system and the expectations of recreational water users towards water quality in Quebec.

**Keywords:** ecosystem services, payment for ecosystem services, choice experiment, agent-based modelling, agriculture, water management, phosphorus, algal blooms.

## TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux.....	ix
Liste des figures .....	xii
Liste des sigles .....	xiii
Remerciements.....	xv
Chapitre 1 Introduction .....	17
1.1 Objectifs et questions de recherche.....	21
1.2 Structure de la thèse .....	22
Chapitre 2 Théorie, concepts et méthodes .....	23
2.1 Revue de la littérature .....	23
2.2 Cadre des systèmes socio-écologiques.....	55
2.3 Description du site d'étude .....	65
2.4. Approches méthodologiques.....	71
Chapitre 3 Understanding the preferences of water users in a context of cyanobacterial blooms in Quebec .....	83
3.1. Introduction.....	83
3.2. Materials and Methods.....	88
3.3. Results .....	99
3.4. Discussion .....	106
3.5. Conclusion .....	110
3.6. Acknowledgements.....	111
3.7 Appendix.....	112
Chapitre 4 Willingness of agricultural producers to participate in a PES program: A choice experiment .....	114

4.1. Introduction .....	114
4.2. Materials and methods .....	117
4.3. Results .....	124
4.4. Discussion .....	134
4.5. Conclusion .....	140
Chapitre 5 Farmers, the adoption of agri-environmental practices and payments for ecosystem services: An agent-based model .....	142
5.1 Introduction .....	142
5.2 Methodology .....	147
5.3 Results and discussion .....	161
5.4 Conclusion .....	171
5.6 Appendix .....	173
Chapitre 6 Discussion .....	176
6.1 Principales contributions .....	176
6.2 Limites .....	192
6.3 Travaux futurs .....	195
6.4 Conclusion .....	196
Annexe A La transition écologique au Québec : Analyse des discours selon le concept de la durabilité .....	199
1 Introduction .....	199
2 Durabilité forte et faible : définitions .....	200
3 Enjeux dans le contexte de la transition .....	202
4 Pôles « idéaltypiques » du discours de la transition .....	204

5 Politiques et stratégies de la transition au Québec .....	207
6 L'exemple de l'agriculture dans les propositions pour la transition .....	212
7 Évaluation de la durabilité des propositions .....	216
8 Conclusion et recommandations .....	219
Annexe B The economic value of Canada's National Capital Green Network .....	222
1 Introduction .....	222
2 Site description .....	224
3 Materials and methods .....	227
4 Results .....	238
5 Discussion .....	256
6 Conclusion .....	260
7 Acknowledgments .....	260
8 Supporting information .....	261
Appendice A Questionnaire : Monétarisation de la perte de bien-être engendrée par les avis de non-consommation d'eau .....	264
Appendice B Enquêtes sur les mécanismes de rétributions monétaires pour les biens et services écologiques produits par l'agriculture .....	287
Références .....	308

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Définition du type de bien en fonction des critères de rivalité et d'exclusion. ....	28
Tableau 2.2. Classification des demandes de SE. ....	30
Tableau 2.3. Dimensions de la valeur économique totale (VET). ....	34
Tableau 2.4. Efficacité des pratiques de gestion optimale selon le P visé, en relation avec les drains agricoles, en cas d'évènements extrêmes, sans entretien et en hiver. ....	53
Tableau 2.5. Variables de niveau 2 des systèmes socio-écologiques. ....	57
Tableau 2.6. Quelques méthodes utilisées pour estimer la valeur d'un service écosystémique ou de la biodiversité. ....	73
Tableau 2.7. Distinctions et caractéristiques de trois plateformes en libre accès. ....	81
Table 3.1. Attributes and levels. ....	94
Table 3.2. Summary of sample demographic characteristics of respondents ....	100
Table 3.3. Results of the econometric analysis ....	103
Table 3.4. Marginal WTP for the random parameter logit model (\$CA per household per year). ....	106
Table 3.5. Student t tests of key demographic variables from the two sampling methods. ....	112
Table 3.6. Description of variables included in the conditional logit model with interactions ....	112
Table 3.7. Test of the IIA hypothesis. ....	113
Table 3.8. Model comparison using Akaike Information Criteria. ....	113
Table 4.1. Attributes and their levels. ....	120
Table 4.2. Factors influencing adoption of BMPs by farmers and the choice of attribute or interaction variable in the analysis. (Columns 1-3 : Adapted from Liu et al. 2018 : Table 3). ....	123
Table 4.3. Mixed logit analysis. ....	127
Table 4.4. Conditional Logit Results. ....	128
Table 4.5. Mixed Logit with interactions. ....	130

Table 4.6. Cost of agri-environmental practices (AEP).....	132
Table 4.7. Barriers and levers to the potential participation of farmers in a PES program. ....	134
Table 5.1. Experimental plan .....	162
Table 5.2. Final percentage of AEP agricultural (crop) patches (25 years after initialization) .....	165
Table 5.3. Agri-environmental practices.....	173
Table 5.4. Value of the targeted bonus for the targeted incentive program.....	173
Table 5.5. Crop prices (\$/t) and yields (kt/kha). ....	174
Table 5.6. Phosphorus export from land uses. ....	174
Table 5.7. Load of phosphorus from soil types.....	174
Table 5.8. Yield reduction and environmental catastrophes. ....	175
Table 5.9. Influence of external markets on crop prices. ....	175
Tableau A.1. Ambitions pour le secteur agricole dans le PACC, Québec ZéN et SWITCH .....	213
Table B.1. Selection of ES based on ecosystems and data available.....	230
Table B.2. Description of explanatory variables for the meta-analysis (adapted from He et al. (2015))......	237
Table B.3. Land use cover, ecosystem services and valuation of the NCC’s Green Network and of the National Capital Region.....	240
Table B.4. Multipliers derived from the United States’ total values. ....	243
Table B.5. Value of ES provided by forests and woodlands of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015).....	246
Table B.6. Value of ES provided by wetlands of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015). ....	249
Table B.7. Value of ES provided by croplands of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015). ....	250
Table B.8. Value of ES provided by prairies, pastures and grasslands of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015).....	251

Table B.9. Value of ES provided by freshwater systems of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015).....	253
Table B.10. Total annual values per hectare for ES of the NCC’s Green Network (\$CAD 2015/ha/year).....	253
Table B.11. Total annual values (\$ ‘000 CAD 2015) for ES of the NCC’s Green Network.....	254
Table B.12. Total minimum, mean, and maximum annual values (\$M CAD 2015) for the studied ecosystems. ....	255
SB.1 Table. List of studies used as part of the ES valuation with benefit transfer (Values in \$2015 CAD).....	261
SB.2 Table. Conversion of the WTP values from Poder et al. (2015) to values for the NCC Green Network.....	263

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1. Complémentarité entre les outils réglementaires et de marché ..... 42

Figure 2.2. Cadre des systèmes socio-écologiques d’Ostrom..... 55

Figure 2.3. Schéma intégrateur de la thèse avec le cadre d’Ostrom ..... 60

Figure 3.1. Occurrences of cyanobacterial blooms in Quebec from 2004 to 2017..... 91

Figure 3.2. Example of a choice set (original choice sets were in French Canadian). 95

Figure 5.1. Screen capture of the model at initialization. .... 151

Figure 5.2. Outcomes of farmers’ adoption of AEPs on agricultural patches (25 years after initialization) with Profit maximization allocation and Randomized allocation. .... 167

Figure B.1. Land use cover of the Canada’s National Capital Green Network. .... 239

Figure B.2. ES value of Canada’s National Capital Green Network (values expressed in \$CAD 2015 /ha/year). .... 254

## LISTE DES SIGLES

AAC	Agriculture and Agri-Food Canada
ABM	Agent-based model
ACB	Analyse coûts-bénéfices
AEP	Agri-environmental practice
AES	Agri-environmental scheme
ALUS	Alternative Land Use Services
ATRAPP	<i>Algal bloom Treatment, Risk Assessment, Prediction and Prevention through genomics</i>
BMP	Best management practices
BTA	Benefit transfer with adjustment
CAAAQ	Commission sur l’Avenir de l’Agriculture et de l’Agroalimentaire Québécois
CAD	Dollars canadiens
CCN / NCC	Commission de la Capitale Nationale / National Capital Commission
CES	Cultural ecosystem services
CGFV	Conseil de gestion du Fonds vert
CICBM	Comité interministériel de concertation sur la baie Missisquoi
CICES	Common International Classification of Ecosystem Goods and Services
CL	Conditional Logit
CNH	Contributions de la nature aux humains
CRAAQ	Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
CTC	Conseil du Trésor du Canada
ECCC	Environment and Climate Change Canada
ES / SE	Ecosystem services / Services écosystémiques
FADQ	La Financière Agricole du Québec
GES	gaz à effet de serre
GIS	Geographic information system
IIA	Independence of irrelevant alternatives
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPES Food	International Panel of Experts on Sustainable Food Systems
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRDA	Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement
ISQ	Institut de la statistique du Québec
OBV	Organisme de Bassin Versant
MAPAQ	Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation du Québec
MEA	Millenium Ecosystem Assesment

MERN	Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles Québec
MDDELCC	Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques
MRN	Ministère des ressources naturelles
NCR	National Capital Region
NEIWPC	New England Interstate Water Pollution Control Commission
ODD (+D)	Overview, Design Concepts, and Details
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OMAFRA	Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs
P	Phosphore
PAA	Plan d'accompagnement agro-environnemental
PACC	Plan d'Action pour les Changements Climatiques
PD	Phosphore dissous
PES / PSE	Payment for ecosystem services / paiements pour services écosystémiques
PIAV	Plan d'intervention sur les algues bleu-vert
PIB	Produit intérieur brut
PNE	Politique Nationale de l'eau
PP	Phosphore particulaire
RC	Replacement cost
REA	Règlement sur les exploitations agricoles
RPL	Random Parameter Logit
SPEDE	Système de Plafonnement et d'Échange de Droits d'Émissions
TEEB	The Economics of Environment and Biodiversity
TESSA	Toolkit for Ecosystem Service Site-Based Assessment
UN	United Nations
UPA	Union des producteurs agricoles
USHUD	United States Department of Housing and Urban Development
VAP / WTP	Volonté à payer / Willingness to pay
VAR / WTA	Volonté à recevoir / Willingness to accept
VET	Valeur économique totale
VNCST	Value of Nature to Canadians Study Taskforce
ZéN	Québec Zéro émission Nette

## REMERCIEMENTS

Bien que j'aie passé la majeure partie de mes études de maîtrise et de doctorat devant mon ordinateur, la réalisation de cette thèse est le fruit de nombreuses collaborations et de rencontres. Je me sens choyée d'être et d'avoir été aussi bien entourée.

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche, Jérôme Dupras, pour son soutien à travers ces années, mais aussi pour m'avoir montré qu'il est possible d'allier environnement et économie d'une façon qui me semble cohérente. Merci pour toutes les opportunités que tu m'as permises et me permet d'entreprendre.

J'aimerais aussi remercier Jie He. Ton aide par rapport aux questions d'économétrie m'a été très précieuse et ta perspective est toujours éclairante. J'apprécie grandement nos collaborations.

J'aimerais adresser un merci spécial à Charlène Kermagoret pour sa perspective toujours juste, mais surtout pour sa gentillesse. Merci de m'avoir accueillie à Brest.

Merci à mes collègues actuels et passés du labo devenue chaire d'économie écologique. Nos rencontres m'ont permis de faire avancer ma pensée et de vivre de nombreux bons moments. Un merci particulier à Alejandra Zaga-Mendez, Ann Lévesque, Caroline Simard, Félix Lorrain-Landry, Rose Kikpa Bio, Mathieu Beaumont, Vijay Kolinjivadi, Sylvia Wood, Céline Jacob, Jean-François Bissonnette et Julie Lafortune. Merci aussi aux gens de l'ISFORT pour les rencontres et, surtout, merci à Julie et à Jinny. Un grand merci à Audrey Maheu pour m'avoir guidé dans l'univers du phosphore.

En outre, j'aimerais remercier des personnes avec lesquelles j'ai collaboré dans le cadre de la rédaction d'articles. Merci à Marie-Pier Schinck avec qui j'ai réalisé ma première collecte de données sur le terrain et merci à Justin Leroux. Merci aussi à Jeffrey Auclair et à Thomas Poder.

Merci à Clément Chion pour ton soutien et tes commentaires dans la réalisation du modèle multi-agents. Merci aussi à Timothée Fouqueray pour les relectures du chapitre

sur la modélisation et un grand merci à Céline Jacob pour le bon temps passé à Montpellier à apprendre comment faire de la modélisation multi-agents.

Merci à Gert Van Hecken pour l'accueil à Anvers et pour les discussions fort intéressantes. Merci à l'équipe du projet ATRAPP et au CSBQ pour les belles opportunités.

Un merci spécial à Lynda Gagné et à Jérôme pour les relectures de cette thèse.

Merci aussi aux personnes qui ont pris le temps de répondre aux questionnaires qui sont la base de certains des chapitres de cette thèse. Votre participation est essentielle.

D'un côté plus personnel, j'aimerais remercier ma famille pour son soutien. Merci surtout à ma mère qui a lu plusieurs de mes articles, qui m'encourage même dans mes plans les plus fous et qui est, je le sais, ma plus grande fan.

Merci à Plumeau et à Oréo de rendre le quotidien plus amusant.

Finalement, merci Jonathan. Merci pour tes encouragements et merci d'être là. Merci de m'accompagner dans cette grande aventure et merci de tenir le fort quand je pars, que ce soit pour de la collecte de données, des conférences, un stage ou peu importe. Je me sens choyée de grandir à tes côtés.

## CHAPITRE 1

### INTRODUCTION

L'eutrophisation anthropique est définie comme étant le « syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matières organiques induit par des apports anthropiques en phosphore et en azote » (Pinay et coll. 2017 : 2). L'apport excédentaire de nutriments causant la pollution aquatique est une problématique environnementale complexe, notamment en raison de la difficulté de contrôler efficacement les contaminants de source diffuse. Celles-ci proviennent en grande partie des activités agricoles, des rejets municipaux et des activités industrielles. Les conséquences de l'eutrophisation anthropique incluent des proliférations de cyanobactéries, l'augmentation de la biomasse végétale et une diminution de la quantité d'oxygène dans l'eau, ceux-ci menant à des effets dans le réseau trophique, l'habitat écologique et la structure des communautés d'espèces (Pinay et coll. 2017). Les efflorescences de cyanobactéries représentent la manifestation la plus visible du phénomène de l'eutrophisation anthropique.

Les cyanobactéries sont présentes naturellement dans les lacs et rivières. L'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries est observée sous certaines conditions météorologiques : vents, couvert nuageux faible, plans d'eau peu profonds et températures supérieures à 23 degrés Celsius (Wolf & Klaiber, 2017, Pinay et coll. 2017). Des études récentes tendent à démontrer que la prolifération de cyanobactéries, bien que causée principalement par l'eutrophication, est aussi causée et/ou amplifiée par les changements climatiques, de par leurs impacts sur le cycle hydrologique (Pearl et Huisman 2009, O'Neil et coll. 2012), et par la présence d'espèces invasives dans les plans d'eau (Knoll et coll. 2008) (Pick 2016). Les fleurs d'eau de cyanobactéries peuvent causer des désagréments d'ordre esthétique, mais puisque ces organismes

peuvent aussi émettre des toxines, elles peuvent également causer des problèmes de santé (p. ex. irritations cutanées, vomissements, diarrhée, toxicose du foie, problèmes gastro-intestinaux, fièvre, pneumonie) ou la mort, tant chez les humains que les animaux qui entrent en contact avec une eau contaminée. L'intoxication à ces toxines peut être causée par une ingestion d'eau contaminée ou un simple contact cutané (ingestion indirecte), notamment dans le cadre d'activités récréatives. Lors d'une efflorescence de cyanobactéries, il devient risqué, voire dangereux, d'entrer en contact avec l'eau (Wolf et Klaiber 2017), d'autant plus qu'il est impossible de savoir sans avoir testé l'eau si elle contient des toxines. Pour les municipalités dont la prise d'eau se trouve dans un lac, les efflorescences de cyanobactéries peuvent causer des enjeux du point de vue de l'approvisionnement en eau potable aux citoyens.

Les nutriments les plus souvent identifiés comme étant limitant dans la prolifération et les efflorescences de cyanobactéries sont le phosphore et l'azote (Schindler 2012, Scholz et coll. 2017). Dans le contexte québécois et canadien, les organismes réglementaires ont d'abord cherché à contrôler les sources ponctuelles de phosphore, dont celles issues des eaux usées (Beaudin 2006, Schindler 2006). Néanmoins, le phosphore provenant de sources diffuses demeure un enjeu et constitue l'apport principal de phosphore dans les eaux de surface, dont la source provient principalement de l'agriculture (Beaudin 2006). Cet apport excédentaire proviendrait surtout de l'utilisation d'intrants phosphatés, incluant les engrais minéraux et certains pesticides dont le glyphosate, et de l'accumulation de phosphore dans les sols.

En plus des apports continus de phosphore sur les terres agricoles, il est important de souligner que, compte tenu de la forte capacité du phosphore de demeurer dans les sols, les pratiques historiques d'application d'intrants phosphatés ont des effets sur la mobilité du phosphore, tant en surface que souterrain (King et coll. 2015). Lorsqu'un taux de saturation en phosphore dans les sols a été atteint, le phosphore appliqué est généralement relargué en plus grandes quantités (Carpenter 2005). D'ailleurs, Goyette et coll. (2018) estiment que le seuil critique de rétention de phosphore dans les sols a

été atteint dans les années 1950-1960 pour la moitié des bassins versants situés dans le bassin du Saint-Laurent. Les changements de concentrations survenus à partir des années 1940, avec un sommet en 1991, seraient principalement causés par une augmentation de l'application d'engrais phosphatés (Goyette et coll. 2016).

D'un point de vue historique, cette tendance correspond à des efforts visant à rendre l'agriculture plus spécialisée, plus productive et à réduire le nombre de très petites fermes en faveur des fermes de taille moyenne, surtout à partir des années 1970 (Commission Héon 1955, Lebel 1967, Pesant 2008). L'amélioration de la productivité est passée notamment par une plus grande mécanisation, le drainage des terres et par l'utilisation d'intrants. Historiquement, les agriculteurs étaient encouragés à appliquer des taux d'engrais de façon à maximiser les rendements, en prenant surtout en compte le coût des engrais et l'effet sur la fertilité des sols et non les impacts sur les autres SE (Thomas et Hanway 1968, Nelson 1967, dans Smith et coll. 2018).

Le phénomène de concentration des fermes, amorcé à partir des années 1970 s'observe toujours. Le nombre de fermes au Québec est passé de 61 257 en 1971, à 30 675 en 2006 et à 28 919 en 2016 (Statistique Canada 2017a). La taille moyenne des fermes est passée de 71,4 hectares en 1971 à 113,4 hectares en 2016 (Statistiques Canada 2017a). À cette tendance nette à la concentration s'ajoute une évolution par rapport aux types de cultures. Depuis 2006, les superficies consacrées au maïs-grain et au soya sont passées de 637 000 hectares à 752 800 en 2018 (Institut de la statistique du Québec [ISQ] 2016, dans Larbi-Youcef 2017, ISQ 2020). Ces cultures sont exigeantes, tant en azote qu'en phosphore, et elles sont responsable d'une grande partie des ventes de pesticides (Larbi-Youcef 2017). Le maïs-grain est principalement utilisé pour l'alimentation animale et l'un des principaux débouchés pour le soya est la production d'huiles (Gouvernement du Québec 2021). Au Québec, ces deux cultures sont les plus exportées parmi les céréales.

Afin de limiter les impacts des activités agricoles sur l'environnement et plus particulièrement sur la qualité de l'eau, un Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (1997 GOQ 2, 3483), introduisant les plans agroenvironnementaux de fertilisation, une norme phosphore et des normes d'épandage et de déjections, a été adopté en 1997 (NEIWPC et coll. 2019). L'adoption de ce règlement a suivi le constat que le phosphore est la principale cause de l'eutrophisation (NEIWPC et coll. 2019). De plus, une Politique nationale de l'eau (PNE) a été adoptée en 2002 par le gouvernement du Québec. Dans le cadre de l'orientation 4, qui vise à « Poursuivre l'assainissement de l'eau et améliorer la gestion des services de l'eau : la récupération des usages », l'axe 1 visait spécifiquement le secteur agricole. Plusieurs engagements ont alors été pris afin de « (...) retrouver et maintenir un équilibre entre le développement d'une agriculture économiquement viable et socialement acceptable et un environnement rural de qualité pour les générations actuelles et futures » (Gouvernement du Québec 2002). Plus spécifiquement, le gouvernement souhaitait favoriser l'instauration de corridors riverains boisés (i.e. bandes riveraines), avoir un meilleur contrôle de la pollution ponctuelle et diffuse et réduire les risques associés à l'usage des pesticides (Gouvernement du Québec 2002). De plus, le gouvernement a introduit un mécanisme d'écoconditionnalité en 2005 où, pour bénéficier d'un crédit de taxes foncières, toutes les exploitations agricoles (animales et végétales) ont l'obligation de respecter le bilan phosphore (CAAAQ 2008, Larbi-Youcef 2017). Cet axe est un complément à la mise en œuvre du Règlement sur les exploitations agricoles (REA 2002, Q-2, r26), qui encadre la gestion et le contrôle de l'épandage des déjections animales qui induisent des surplus de phosphore dans les sols et qui oblige les exploitations agricoles à connaître leur bilan de phosphore. Celui-ci établit l'obligation des exploitations agricoles de détenir un inventaire des charges de phosphore produites ou importées et la capacité des sols à recevoir ce phosphore. Suite à la crise des algues bleu-vert (ou cyanobactéries) qui a eu lieu à l'été 2006, le gouvernement a également adopté le Plan d'intervention sur les algues bleu-vert (PIAV) 2007-2017 (MDDELCC

2019). Il inclut aussi plusieurs actions liées aux activités agricoles. Il sera question de ce plan plus en détails dans la section 2.3.

### 1.1 Objectifs et questions de recherche

Cette thèse vise à comprendre les dynamiques socio-écologiques et les préférences des usagers de bassins versants dans un contexte de gestion du phosphore de source diffuse, et ce, afin d'améliorer la qualité de l'eau et maximiser la production d'autres bénéfices environnementaux, communément appelés les services écosystémiques (SE). À travers l'analyse des orientations gouvernementales et les préférences de différents usagers des bassins versants, nous cherchons à déterminer quels SE sont particulièrement valorisés, par qui et dans quels objectifs. Nous voulons également mesurer si la compensation de des agriculteurs, pour qu'ils adaptent ou changent leurs pratiques, permettrait d'atteindre nos objectifs de qualité de l'eau.

D'un point de vue conceptuel et théorique, nous mobilisons dans cette thèse le concept de SE, de même que l'outil des « paiements pour services écosystémiques » (PSE). Le cadre des systèmes socio-écologiques d'Ostrom (2007, 2009; McGinnis et Ostrom 2014) nous permet d'intégrer différentes composantes à l'analyse de façon plus structurée. Ces différents éléments sont présentés et discutés dans le Chapitre 2 de la thèse.

La question de recherche principale de cette thèse est : Au Québec, le recours à un programme de type PSE permettrait-il de répondre à des objectifs sociaux et écologiques de réduction et de contrôle du phosphore? De cette question de recherche principale découle quatre objectifs de recherche spécifiques qui sont traités par les Chapitres 3 à 5 et par deux chapitres en Annexe.

Le premier objectif spécifique, auquel répond l'Annexe A, vise à déterminer comment se situent l'action et les politiques gouvernementales québécoises en lien avec le secteur agricole dans le contexte du développement durable, de la transition écologique et de l'adaptation aux changements climatiques.

Le deuxième objectif vise à caractériser la production (l'offre) de SE par les systèmes naturels et agricoles et à mettre en pratique des méthodes de valorisation économique des SE à une échelle régionale. Nous répondons à cet objectif dans le cadre de l'Annexe B.

Le troisième objectif vise à évaluer la demande pour des SE de la part de deux groupes d'utilisateurs, en utilisant la méthode de la modélisation de choix. Dans le cadre du Chapitre 3, la demande et les préférences des usagers récréatifs de plans d'eau pour des SE sont évaluées. Dans le cadre du Chapitre 5, l'intérêt des agriculteurs québécois pour un PSE en fonction d'éléments contractuels est analysée.

Le quatrième objectif cherche à décrire dans quel contexte les agriculteurs choisissent d'adhérer à un PSE. Ce quatrième objectif est réalisé à l'aide de la modélisation multi-agents et présenté au Chapitre 6.

## 1.2 Structure de la thèse

Outre l'introduction générale, cette thèse est composée de huit chapitres. À la suite de l'introduction, le Chapitre 2 porte sur la présentation des théories, concepts et méthodologies employées dans le cadre de la thèse. C'est dans ce chapitre que se retrouve la revue de la littérature. Les Chapitres 3 à 5, inclusivement, présentent les résultats de recherche et leurs analyses qui constituent le cœur de la thèse. Les deux chapitres placés en Annexe permettent que mieux comprendre et de prendre en compte le contexte socio-écologique dans lequel s'inscrit l'analyse. Le Chapitre 6 discute des résultats de façon transversale, incluant les éléments discutés dans les chapitres en Annexe, de la contribution de ce travail à l'avancement des connaissances, en plus de présenter les limites de la recherche et de conclure à l'aide de recommandations et de pistes de recherche futures.

## CHAPITRE 2

### THÉORIE, CONCEPTS ET MÉTHODES

#### 2.1 Revue de la littérature

Le processus de valorisation des SE est au cœur de cette thèse, dans la mesure où nous cherchons à évaluer si l'utilisation de l'outil des PSE permet de rendre compte des préférences de groupes d'utilisateurs et d'atteindre des objectifs écologiques. Le concept de SE est essentiellement anthropocentré, puisqu'il implique une valorisation de la nature du point de vue des humains. En ce sens, la valorisation des SE ne prétend pas représenter la valeur réelle de la nature et des SE, mais bien la valeur pour les humains selon différentes mesures de cette valeur.

Dans cette optique, cette revue de littérature visera premièrement à définir le concept des SE. Deuxièmement, il sera question de la valorisation des SE et de l'utilisation de ces valeurs dans la prise de décision selon deux courants économiques. Nous aborderons le courant de l'économie de l'environnement et de l'économie écologique. Bien que ces courants abordent de nombreuses questions outre la valorisation, nous nous concentrerons, dans cette revue de littérature sur la place de l'environnement et des écosystèmes dans l'économie, leurs perspectives sur la valorisation, le concept de durabilité et nous mentionnerons certains outils d'évaluation utilisés pour la prise de décision. Troisièmement, nous définirons ce que sont les PSE et quelle est leur place dans la gamme d'outils de protection de l'environnement. En lien avec la problématique, nous présenterons des exemples de programmes agro-environnementaux qui cherchent à limiter la pollution diffuse et, enfin, nous présenterons des pratiques de gestion optimales de la pollution diffuse en milieu agricole.

### 2.1.1. Les services écosystémiques

Les SE sont considérés autant comme un cadre d'analyse des relations humains-environnement que comme un concept (Braat et de Groot 2012; Kareiva 2011; Tadaki et coll. 2015). À travers l'appropriation du cadre et du concept par plusieurs disciplines, les SE sont devenus un lieu de production du savoir interdisciplinaire et un véhicule pour la mise en œuvre et l'élaboration de politiques (Tadaki et coll. 2015). L'évolution du cadre, du concept et des outils qui les accompagnent rend compte de ce foisonnement d'idées et enrichit le concept et le cadre. Compte tenu de la multiplicité des perspectives sur les SE, des choix ont été faits pour permettre une présentation plus succincte des théories et des concepts clefs qui permettront une meilleure compréhension de cette thèse.

En tant que concept, les SE sont définis comme représentant les processus directs et indirects des écosystèmes qui contribuent au bien-être humain (TEEB 2010). Il existe plusieurs classifications des SE dans la littérature, mais la plus utilisée à ce jour demeure celle qui a été développée dans le cadre de l'étude sur l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA 2005). Cette classification divise les services écosystémiques en quatre catégories : les services de régulation, d'approvisionnement, de soutien et les services culturels. Les services de régulation incluent la régulation du climat, de l'eau et la purification de l'eau. Les services d'approvisionnement incluent la nourriture, l'eau, l'énergie et les matériaux, puis les services culturels incluent autant les services de l'esthétisme, de la spiritualité, que les activités éducatives et récréatives. Les services contenus dans la catégorie de soutien (cycle des nutriments, production primaire) permettent la production de tous les autres services et ils sont essentiels à leur bon fonctionnement. En raison de la dépendance des autres catégories de service et du potentiel de double comptage, la classification développée par Haines-Young et Potschin (2008), CICES (*Common International Classification of Ecosystem Goods and Services*) distingue les SE des écosystèmes et de leurs fonctions. Outre le fait de classer les SE, le rapport du MEA (2005) a permis de mettre en lumière, de façon

explicite, les liens entre les SE et leurs contributions au bien-être humain et a souligné l'impact des activités humaines sur les écosystèmes et la diversité biologique.

Il est à noter que plusieurs travaux portant sur les SE ont été effectués à partir des années 1960 sous les appellations « fonctions écosystémiques », « biens et services environnementaux », « aménités environnementales » ou « services de la nature » (Braat et de Groot 2012, Baveye et coll. 2013). Toutefois, le concept compris sous sa forme actuelle est apparu en 1981 et a été utilisé jusque dans les années 1990 pour sensibiliser la population à la dégradation de l'environnement et à l'importance de la biodiversité et des écosystèmes naturels pour le bien-être humain (Gomez-Baggethun et coll. 2010). Dans la littérature plus récente, lorsqu'il est question des fonctions écosystémiques, les auteur.e.s font généralement référence aux fonctions écologiques des écosystèmes. Depuis la publication du rapport de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (2005), le concept n'a cessé d'évoluer. D'ailleurs, Diaz et coll. (2018) ont proposé une nouvelle version du concept de SE, soit celui des Contributions de la nature aux humains (CNH) (*Nature's contributions to people*), dans le but de remplacer le concept de SE au cœur de l'analyse de l'IPBES (*International Panel on Biodiversity and Ecosystem Services*).

Ce concept, qui se base sur celui des SE tout en allant plus loin que celui-ci, prend explicitement en compte une multiplicité de perspectives et de valeurs et vise à concilier les perspectives globales et locales sur les SE (Díaz et coll. 2018). Cette nouvelle version des SE vise à reconnaître les cultures, leur importance dans les différentes formes de connaissances et à améliorer la prise de décisions entourant la gestion des écosystèmes (Díaz et coll. 2018). De même, elle se rapproche du cadre des SE, qui vise à comprendre, étudier et à organiser les composantes et les relations dans les systèmes socioécologiques (Braat et de Groot 2012, Kareiva 2011, Tadaki et coll. 2015). Alors que le cadre du MEA (2005) classe les SE en quatre catégories, les CNH sont classées en trois catégories, soit les contributions de régulation (par ex. création et

maintien des habitats, pollinisation, régulation de l'air, du climat, de l'acidification des océans), les contributions matérielles (par ex. énergie, nourriture, matériaux, compagnie et travail, ressources génétiques, médicinales et biochimiques) et immatérielles (par ex. énergie, nourriture, apprentissage et l'inspiration, expériences physiques et psychologiques, soutien des identités) (Diaz et coll. 2018). Une contribution peut se retrouver dans plusieurs catégories à la fois, afin d'inclure autant les aspects physiques des CNH que leurs aspects spirituels ou expérientiels. La nourriture est un exemple de contribution matérielle puisqu'elle sert à alimenter physiquement les humains, mais elle est aussi immatérielle d'un point de vue de sa manifestation culturelle et de ses effets pour le bien-être. Un bon plat préparé selon une recette familiale peut autant assouvir notre faim que nous reconforter. Alors que l'étude du MEA mettait l'accent sur les services positifs de la nature, les CNH incluent aussi les disservices, soit les contributions ayant des impacts négatifs sur les humains.

La classification des CNH s'accompagne d'une division représentant les valeurs de CNH, soit instrumentales et relationnelles (Pascual et coll. 2017, Díaz et coll. 2018). Les premières contribuent à remplir un besoin (nourriture, énergie, matériaux) ou à soutenir la création des ressources qui comblent les besoins (ex. création et maintien d'habitat, pollinisation, régulation du climat). Les deuxièmes se réfèrent aux valeurs qui émergent des relations humains-environnement et qui soutiennent les sociétés (ex. culture, mode de vie, sentiment d'appartenance) (Chan et coll. 2016, Pascual et coll. 2017 : 11). L'emphase sur les valeurs relationnelles peut permettre de considérer les relations tant positives que négatives et permet d'engager un dialogue en lien avec les SE sur une autre base que celle de la valorisation économique, par exemple. En comparaison, le MEA (2005) classe les SE, outre les valeurs intrinsèques, selon deux types de valeurs, soit les valeurs écologiques et les valeurs utilitaires (pour mesurer la contribution des écosystèmes au bien-être humain).

L'un des apports les plus intéressants de l'ajout du concept de CNH à la littérature est qu'il décrit de façon plus étoffée les contributions immatérielles au bien-être, classées sous la catégorie des services culturels et permet de prendre en compte plus formellement une pluralité de valeurs. Néanmoins, dans la pratique, les approches de valorisation des SE ont évolué depuis les années 2000 et de nombreuses études utilisent des méthodes qui permettent une valorisation plurielle des SE (Braat 2018). Plusieurs des outils alternatifs ou complémentaires à la valorisation économique seront présentés à la section 2.2.3. Puisque le concept de CNH est nouveau, que la littérature sur le sujet est émergente et qu'il n'apporte pas un changement fondamental au concept de SE, cette thèse utilisera le concept de SE plutôt que celui de CNH. Cette décision est également fondée sur le fait que le concept de SE est inclus depuis les années 2000 dans le discours public et politique. Le terme « service écosystémique » est aussi inclus dans de nombreuses politiques et outils législatifs (Scarlett et Boyd 2011, IFC 2012, Guerry et coll. 2015), dont l'outil des paiements pour SE (PSE), duquel il sera question dans cette thèse (section 2.3.1).

#### 2.1.2 Perspectives sur l'allocation des ressources et des SE

La science économique étudie l'allocation des ressources par les individus et la société (Case et Fair 2009), et ce, dans un contexte où les ressources sont limitées ou rares (Daly et Farley 2010). Différents critères et objectifs, définis par une société, sont utilisés afin de permettre une meilleure gestion de ces ressources (Farley 2012).

Dans le contexte de l'analyse économique, les SE représentent plus souvent des biens publics que des biens privés. Les biens publics sont définis par deux critères : la rivalité et l'exclusion. Un bien public parfait est à la fois non-rival et non-exclusif dans la mesure où, si le bien est consommé par un individu, cela ne réduit pas la quantité qui pourra être utilisée par d'autres individus (non-rivalité) et où il n'est pas possible de restreindre l'accès à ce bien (non-exclusifs). Il existe plusieurs cas où seulement l'un de ces deux critères est rencontré. Alors, le bien, plutôt qu'être parfaitement public, est défini comme étant un bien commun (*common-pool good*) si le critère de non-rivalité

n'est pas rencontré, ou un « bien de club » (*toll or club good*) si l'accès à ce bien peut être restreint (exclusivité). Une mauvaise gestion des biens non-rivaux (biens de club, biens publics) pourrait mener à une sous-consommation (biens de clubs, parce que le coût marginal est zéro, mais le prix est positif) ou une sous-production (biens publics, parce qu'il n'y a pas de marché pour ces biens puisqu'ils sont accessibles gratuitement), alors qu'une mauvaise gestion des biens communs pourrait mener à une surutilisation, parce que personne ne paie pour accéder à ces biens ou ressources et donc personne ne paie pour les coûts sociaux imposés par leur utilisation (Hardin 1978, Farley 2012). Le Tableau 2.1 présente les biens en fonction de ces deux critères et présente des exemples par catégorie.

Tableau 2.1. Définition du type de bien en fonction des critères de rivalité et d'exclusion.

	Non-rivaux	Rivaux
Non-exclusifs	<p>Bien public  <i>Ex. Cours d'eau dans une région éloignée et peu accessible; les plans d'eau publics</i></p>	<p>Bien commun  <i>Ex. Poissons présents dans un lac public</i></p>
Exclusifs	<p>Bien de club  <i>Ex. Plage située sur un terrain privé</i></p>	<p>Bien privé  <i>Ex. Pourvoirie privée</i></p>

Considérant qu'une majorité de SE et des écosystèmes qui les sous-tendent sont des biens communs à différents degrés, les critères et les objectifs pour leur gestion doivent être définis par la société. Farley (2012) suggère les critères de durabilité, de justice et d'efficience. Selon l'école de pensée économique, ces critères prendront différentes formes. À leur plus simple expression, toutefois, la durabilité, telle que définie par la Commission Brundtland (WCED 1987) implique que les générations futures pourront obtenir un niveau de bien-être équivalent à celui des générations actuelles. Cette définition sous-tend un principe de justice entre les générations. L'efficience implique la maximisation d'un résultat désiré d'un point de vue économique (Farley 2012).

L'efficience se distingue de l'efficacité, dans la mesure où l'efficacité prend en compte une valeur sociale. Par exemple, le traitement d'un plan d'eau pour capturer le phosphore dans les sédiments peut être efficace puisqu'il permet de réduire le nombre d'effloraisons de cyanobactéries au cours d'un été, mais il peut ne pas être efficient si on prend en compte son coût (bénéfices sociaux – coûts sociaux). Les positions respectives et les pratiques des écoles de l'économie écologique et de l'économie environnementale sont explorées en plus de détails dans les deux sections suivantes en lien avec ces critères et avec la façon dont ils abordent l'allocation des ressources. Il est à noter qu'il ne sera pas question du taux de consommation optimal des ressources naturelles.

#### 2.1.2.1 Économie environnementale

La discipline de l'économie environnementale est issue de l'économie néoclassique (ou conventionnelle). Dans cette école, et de façon générale, l'économie n'est pas limitée par les ressources naturelles et l'environnement, mais plutôt par les lois de l'offre et de la demande, dans une perspective de durabilité faible. La durabilité faible suppose qu'il est possible de substituer toutes les formes de capital (physique, social, humain et naturel) entre elles tant que l'utilité agrégée est constante ou croissante (van den Bergh 2010). Par exemple, la consommation d'énergie fossile est possible, voire souhaitable si sa diminution est compensée par la création de technologies substitut qui permettraient de combler les besoins énergétiques des générations futures. Du point de vue de la dégradation de l'environnement, cette tradition suggère qu'il est possible d'atteindre un équilibre entre la croissance économique et la dégradation de l'environnement en laissant faire les forces du marché. Pour inclure les externalités, soit les impacts imposés par un individu sur la société sans compensation, l'économie environnementale utilise la valorisation monétaire. Ceci permet d'inclure les impacts environnementaux négatifs (ou positifs) dans les mécanismes de marché, puis d'utiliser un critère afin de déterminer quelle est l'allocation la plus efficace des ressources.

Une allocation efficace est considérée comme celle qui maximise l'utilité et la production de valeur qui peut ensuite être redistribuée. Puisque l'unité de mesure de l'utilité est la valeur monétaire, il est alors souhaitable de traduire toutes les formes de production et de consommation selon cette valeur. La consommation et la production, qui créent l'utilité, sont des flux qui reposent sur une consommation de capital (physique, humain, social, naturel). De surcroît, ce n'est pas la valeur totale d'un bien ou d'un service qui est évalué, mais bien sa valeur marginale qui représente la valeur ajoutée d'une unité additionnelle de ressource ou la valeur associée au fait de se départir d'une unité de ressource (coût d'opportunité ou arbitrage). Ceci peut causer de sérieux problèmes, un sujet discuté dans la Section 2.1.2.2. La valorisation monétaire repose sur la commensurabilité, puisque l'on traduit la valeur des SE en valeur monétaire, et sur les droits de propriétés. Dans le cas des SE, ceci place l'individu dans une posture de consommateur de biens publics, qui se traduit par différentes formes de demandes. Selon le cas, la demande peut être soustractive/impactante, non-soustractive/non-impactante ou représenter une demande de conservation (Brown et coll. 2007, Rigolet 2016) (voir Tableau 2.2).

Tableau 2.2. Classification des demandes de SE.

<b>Demandes</b>	<b>Usage et effet sur les SE</b>	<b>Exemples</b>
<b>Soustractive / impactante</b>	Usage avec pression sur l'écosystème. Possibilité de compromettre la capacité de l'écosystème à fournir le service.	Agriculteurs – production agricole (effet sur la gestion des nutriments, la capacité des plans d'eau de traiter la pollution)
<b>Non-soustractive / non-impactante</b>	Usage sans pression sur l'écosystème.	Usagers de plans d'eau – récréation, appréciation esthétique
<b>De conservation</b>	Usage direct ou indirect.	Écologistes – protection des fonctions écosystémiques, protection des habitats pour la biodiversité

Note : Adapté de Rigolet 2016 : 35

Ces demandes font appel aux préférences individuelles que pourraient avoir les individus et qui reflètent en partie leurs valeurs sociales. La valorisation des SE permet de refléter formes de demandes et les valeurs des individus. L'une des manières de les prendre en compte dans un cadre décisionnel est à travers une analyse coûts-bénéfices (ACB), un outil de mesure de l'efficience (Boardman et coll. 2011). Les bénéfices sont définis comme étant une amélioration du bien-être ou du niveau d'utilité, alors que les coûts reflètent une diminution du bien-être (OECD 2018). Puisque les projets et les politiques ont des impacts qui s'échelonnent sur plusieurs périodes de temps, il est aussi nécessaire de prendre en compte ces bénéfices et coûts futurs.

Pour ce faire, les ACB utilisent un taux d'actualisation, qui permet de transformer ces coûts et bénéfices futurs en valeur actuelle. Dans les projets environnementaux, on parle souvent de taux d'actualisation sociale. Le taux d'actualisation prend en compte la croissance économique per capita (Boardman et coll. 2011, Gagné, non publié). Le choix du taux d'actualisation influence de façon significative l'importance accordée aux valeurs futures par rapport aux et sur les décisions d'aujourd'hui. Un taux d'actualisation plutôt bas de 2%, par exemple, implique que la valeur accordée à la consommation future (dans 10 ans) vaut 82% par rapport à la consommation d'aujourd'hui. Un taux d'actualisation de 0% suppose que la consommation du futur est valorisée au même taux qu'aujourd'hui et un taux d'actualisation négatif suppose que plus de poids est accordée à la consommation future (Gagné, non publié).

Au Canada, un taux d'actualisation de 8% est recommandé pour l'évaluation d'interventions réglementaires (CTC 2007 : 41) et l'utilisation de taux décroissants n'est pas recommandée, même pour les évaluations portant sur des projets avec des impacts intergénérationnels (CTC 2007 : 40). Ceci implique que les préférences des générations futures sont peu ou pas prises en compte dans les décisions d'aujourd'hui, sur la base que la croissance (anticipée de la productivité) va compenser pour la perte de capital et/ou que les besoins des générations actuelles sont considérés comme étant plus importants que celles des générations futures (Boardman et coll. 2011, Gagné non

publié). D'un point de vue de la justice intergénérationnelle, ce dernier est un enjeu, d'autant plus que la croissance économique per capita, calculée à partir du PIB, n'inclut pas l'impact des externalités environnementales, de la dégradation des ressources naturelles et des SE (Afsa et al. 2008, Boyd 2007, Boyd & Banzhaf 2007, Daly et coll. 1989, Daly & Cobb 1994, Fleurbaey & Blanchet 2013, Nordhaus & Tobin 1972, Stiglitz et coll. 2009a, Stiglitz et coll. 2009b, Talberth et coll. 2007, dans Gagné non publié). L'idée selon laquelle la productivité va demeurer positive est aussi contestée (Stern 1994, dans Gagné non publié), puisque la productivité repose sur des conditions selon lesquelles les ressources sont abondantes. Dans un monde où la dégradation des ressources naturelles et des SE continue, ce postulat est loin d'être certain.

Dans une ACB, un projet ou une politique est jugé adéquat si la somme des bénéfices sociaux excède les coûts sociaux, pour un ensemble de parties prenantes définies au début de l'analyse et pour un territoire géographique donné (OECD 2018). Dans l'économie du bien-être, les critères de Pareto et de Kaldor-Hicks visent à déterminer des règles qui dictent si une intervention publique ou un changement économique devrait être entrepris. Plus spécifiquement, selon le critère de Pareto, une politique/action est souhaitable tant et aussi longtemps que sa mise en œuvre augmente l'utilité d'au moins une personne sans diminuer celle des autres (Boardman et coll. 2011). Ce critère dérive la définition d'efficacité (économique) de Pareto qui décrit une situation économique comme efficace si aucun changement ne peut être apporté qui améliorerait le bien-être d'au moins une personne sans nuire au bien-être de toute autre personne. Le critère de Kaldor-Hicks par contre stipule qu'une politique devrait être adoptée si et seulement si ceux qui augmentent leur utilité suite à la mise en œuvre d'une politique pourraient compenser ceux dont l'utilité va diminuer (Kaldor 1939; Hicks 1940; dans Boardman et coll. 2011). Ce critère ne dicte pas que la compensation doit avoir lieu. Ceci implique que le bénéfice net doit avoir une valeur d'au moins zéro lorsque tous les coûts et les bénéfices sont agrégés. Le critère de Kaldor-Hicks est

donc moins strict que le critère de Pareto, dans la mesure où il autorise que certains individus voient leur utilité diminuer, et est le critère de décision adopté pour les ACB. Du point de vue de la répartition des coûts et bénéfices, les ACB autorisent la distribution de la richesse, puisque c'est le bénéfice net qui est analysé. Ceci implique toutefois que les préférences des parties prenantes les plus fortunées seront mieux représentées dans l'évaluation globale, puisque ces individus peuvent se permettre de consommer plus de biens, et donc, leur consommation a plus d'impact sur le bénéfice net et les résultats d'une ACB (Boardman et coll. 2011). Ceci est un enjeu du point de vue de l'équité intra-générationnelle, d'autant plus que c'est le critère de Kaldor-Hicks qui est généralement utilisé dans les ACB.

Les ACB opèrent dans un contexte de durabilité faible, puisque les ACB pour un seul projet sont structurées de telle façon qu'il n'est pas possible d'imposer un critère qui interdit l'arbitrage entre les formes de capital, un critère qui insisterait que le capital naturel demeure intact ou s'améliore. En particulier, le taux d'actualisation qui est utilisé pour réduire la valeur des coûts et bénéfices futurs dans les ACB représente une compensation pour le capital construit et retiré de l'économie pour le projet. Vu d'une autre façon (la façon sociale plutôt que du marché de capital), il est le coût qu'on impose aux générations qui suivent en dépréciant leur utilité, car on s'imagine que la productivité par personne va augmenter au fil du temps et donc que les générations futures pourraient avoir une plus grande utilité par personne que nous, ce qui nous donne la permission de l'éroder pour égaliser les choses. Enfin, malgré que la durabilité forte ne puisse pas être imposée pour un seul projet, Barbier et coll. (1990) démontrent qu'il est possible d'imposer un tel critère dans un contexte de portfolio de projets, qui impose des arbitrages entre le capital naturel de différents projets.

Dans les ACB, le critère de justice économique est typiquement délégué aux pouvoirs publics, mais pas toujours. La théorie économique néoclassique repose sur le fait que ses méthodes d'allocation des ressources sont neutres. On considère donc que c'est le gouvernement ou la société qui doit décider des modalités de redistribution des

ressources, mais pas à travers les ACB. Malgré cela, plusieurs chercheurs en ACB incorporent des poids de valeur plus hauts pour l'utilité des groupes défavorisés dans leur ACB pour améliorer la justice intra-générationnelle (OECD 2018), pendant que d'autres plaident en faveur de taux d'actualisation faibles, nuls, négatifs ou décroissants pour remédier les inégalités intergénérationnelles (Gagné non publié, Stern 2008, OECD 2018). Les ACB qui n'incorporent pas de tels ajustements font souvent des analyses de coûts et bénéfices par groupe économique ou démographique pour prendre en compte des éléments de justice économique (Boardman et coll. 2011).

Dans l'exemple présenté au Tableau 2.2, l'analyse d'une politique qui viserait à améliorer la qualité de l'eau pourrait prendre en compte les impacts d'une telle politique sur les agriculteurs et sur les citoyens qui profitent directement ou indirectement des plans d'eau. Évidemment, pour chaque politique étudiée, les coûts et les bénéfices des mesures devraient être évalués. La valorisation monétaire doit prendre en compte et monétiser autant les impacts (ou services) tangibles qu'intangibles. Afin de prendre en compte des valeurs qui ne sont pas strictement utilitaires et directement mesurables, l'économie environnementale utilise le concept de valeur économique totale (ci-après VET) (Pearce 1990, dans Dachary-Bernard 2004). Les différentes composantes de cette valeur sont présentées dans le Tableau 2.3 avec une courte description. Brièvement, la VET est composée de valeurs d'usage (directes, indirectes, option) et de valeurs de non-usage (existence et legs). Ce concept est également utilisé en économie écologique, dont il sera question dans la section suivante.

Tableau 2.3. Dimensions de la valeur économique totale (VET).

Catégories de valeur	Définitions
Valeur d'usage direct (usage)	Valeur d'acquisition d'un bien ou service qui peut être consommé ou non-consommé et qui résulte d'une interaction directe avec la ressource ou les SE. Ex. ressources naturelles, récréation, eau potable

<b>Catégories de valeur</b>	<b>Définitions</b>
Valeur d'usage indirect (usage)	Valeur d'un bien ou d'un service qui influence le bien-être d'une population. Ex. service de régulation des inondations, cycle des nutriments
Valeur d'option (usage)	Valeur associée à une utilisation future des ressources naturelles.
Valeur de legs (non-usage)	Valeur des biens et des ressources naturelles qui sont préservées pour les générations futures.
Valeur d'existence (non-usage)	Valeur associée à un bien, service, ressource naturelle ou paysage pour sa simple existence, sans que la personne qui assigne la valeur n'ait l'intention d'utiliser le bien, service, ressource naturelle ou paysage.

Sources : Barbier 1994, Jacobs et coll. (2018 : Tableau 1, p.516)

La valeur d'usage directe représente la valeur d'acquisition d'un bien ou service qui a une valeur monétaire et qui est directement transigé sur le marché. La valeur d'usage indirecte représente la valeur d'un bien ou d'un service qui a un effet sur le bien-être humain, mais pour lequel aucune valeur économique n'est associée sur les marchés traditionnels. Le service de cycle des nutriments ou de traitement des polluants en sont des exemples. Finalement, la valeur d'option représente la valeur d'utilisation future des ressources naturelles, qu'elles aient ou non une valeur monétaire sur les marchés traditionnels. Du côté des valeurs de non-usage, la valeur de legs représente la valeur des biens et des ressources naturelles qui sont préservées pour les générations futures. On suppose généralement que les générations futures ont les mêmes préférences que les générations actuelles (Krutilla et Fisher 1975, dans Dachary-Bernard 2004). La valeur d'existence représente la valeur associée à un bien, service, ressource naturelle ou paysage pour sa simple existence, sans que la personne qui assigne la valeur n'ait l'intention d'utiliser le bien, service, ressource naturelle ou paysage. Les valeurs de non-usage sont généralement considérées comme étant des valeurs beaucoup plus difficiles, voire impossibles à monétiser. En ce sens, lorsque la valeur d'un bien ou SE est estimée, la valeur obtenue ne représente souvent qu'une portion de la valeur économique totale.

Bien que l'économie de l'environnement soit influencée par les fondements de l'économie néo-classique, il s'agit d'une discipline en évolution. Selon Laurent (2020), l'économie néo-classique s'est concentrée sur la recherche de l'efficacité au détriment de questions relatives aux limites des écosystèmes, à la justice et aux inégalités. À sa fondation dans les années 1960 jusqu'aux années 1980, l'économie de l'environnement s'intéressait principalement à la valorisation des bénéfices et aux coûts des mesures associées au contrôle de la pollution, puis à définir quels outils de prise de décision sont les plus efficaces pour réduire la pollution (Pearce 2002, Røpke 2004). Ensuite, elle s'est penchée sur les limites écologiques de l'activité économique, selon un principe de durabilité (Pearce 2002). Selon Laurent (2020), l'économie de l'environnement a récemment amorcé une nouvelle ère où les questions des limites biophysiques des écosystèmes, de justice (tant intergénérationnelle qu'intragénérationnelle) et d'inégalités sont au cœur des réflexions. La perspective donnée par Laurent (2020) vise notamment à démontrer comment les enjeux sociaux et environnementaux sont inter-reliés et à présenter des avenues pour remédier aux défis posés par les changements climatiques et par les inégalités. Cette évolution dans la pensée à travers le temps démontre que cette discipline n'est pas statique, mais évolue.

#### 2.1.2.2 Économie écologique

La discipline de l'économie écologique, fondée dans les années 1980, s'est développée à partir des années 1960 (Røpke 2004). La prémisse de base de l'économie écologique repose sur le fait que l'économie est ancrée dans la nature, que les processus économiques sont des processus naturels (Røpke 2004) et que les humains dépendent d'écosystèmes fonctionnels pour assurer la survie des sociétés humaines (Røpke 2006). Cette discipline repose sur l'interdisciplinarité. En effet, tant la création que l'évolution de la discipline repose sur des collaborations et l'emprunt de concepts et d'outils issus de disciplines scientifiques différentes, dont l'écologie, l'économie environnementale, l'économie sociale et institutionnelle et la théorie des systèmes (Røpke 2004, 2006). Dans les premières décennies, les économistes écologiques se sont particulièrement

intéressés à développer l'identité de cette nouvelle discipline, notamment en opposition à l'économie environnementale (Kallis et Swyngedouw 2017), puis à réfléchir à la place de l'économie dans les systèmes socio-écologiques et aux enjeux de résilience (Røpke 2006). Enfin, les économistes écologiques se sont intéressés aux sujets de la valorisation et de la prise de décision (Røpke 2006). Au sujet de la valorisation, les économistes s'intéressant principalement aux enjeux sociaux ont emmené l'idée qu'une économie est enchâssée dans une société et une culture, et donc, que cette place doit être prise en compte dans l'analyse des enjeux environnementaux (Røpke 2006, Himes et Muraca 2018). Aujourd'hui, les tenants de cette discipline continuent d'explorer ces sujets, tout en développant des outils et des modèles pour mieux prendre en compte la place de l'économie dans la société (par ex. analyses multicritères, indices de durabilité, approches délibératives) (Greco et Munda 2017, Hausknost 2017, Kenter 2017, Roman et Thiry 2017) (Spash 2017).

De façon générale, les tenants de l'économie écologique adoptent une perspective de durabilité forte où les formes de capital ne sont pas substituables. Pour eux, la durabilité faible est une approche chargée qui cadre les relations humains-environnement selon un système de valeurs où les humains contrôlent les ressources et sont dominants par rapport à la nature. L'hégémonie de cette approche peut alors masquer d'autres modes de valorisation et de relations humains-environnement. En s'opposant à la substituabilité des formes de capital, l'économie écologique s'oppose à la valorisation monétaire à tout crin. Des auteurs considèrent que les SE sont incommensurables, ce qui implique qu'il n'est pas toujours possible d'utiliser une même unité de mesure (monétaire ou autre) pour estimer la valeur de plusieurs SE et que, même si une seule unité de mesure est utilisée, il n'est pas nécessairement possible de comparer ces valeurs (Aldred 2006 dans Lienhoop et coll. 2015). L'utilisation de l'unité monétaire représente particulièrement bien les valeurs individuelles dont l'objet est bien connu et familier (Lienhoop et coll. 2015), ce qui n'est pas le cas de tous les SE. L'utilisation d'une telle unité pour la prise de décision collective et pour traduire des phénomènes

complexes est dès lors limitée et simplifie trop ces problèmes (Funtowicz et Ravetz 1994, Farley 2012). C'est d'autant plus le cas que, dans des contextes de valorisation différents, tel que la délibération, les individus peuvent adopter une perspective de valorisation collective qui peut être plus appropriée (Wilson et Howarth 2002, Spash 2007, Kenter et coll. 2015, Lienhoop et coll. 2015). De plus, il y a le problème de l'agrégation des valeurs, où il n'est pas possible de combiner les valeurs de différents SE, puisqu'elles ne se réfèrent pas aux mêmes choses (par rapport à un indice de base) et parce que la valorisation est contextuelle (Vatn 2009). En lien avec ces critiques, les auteurs proposent d'utiliser différents indicateurs de valeurs lors de la valorisation économique et non-économique des SE. D'autre part, l'utilisation de la valorisation économique reposant sur la valeur marginale serait inappropriée pour la valorisation des SE et des écosystèmes qui sont critiques (Farley 2012). Farley (2012) explique ceci par le fait que, dans le cas des SE ou des écosystèmes rares ou critiques, un petit changement dans la quantité de SE fournis pourrait induire de grands changements au niveau de la capacité des écosystèmes à produire des services ou à se restaurer si ces écosystèmes passent un point de bascule. Puisque les points de bascule ne peuvent pas être connus à l'avance, il ne serait pas possible de savoir quand la valorisation marginale n'est pas appropriée. Ces conséquences, difficiles voire impossibles à anticiper, auraient en plus des impacts économiques et sociaux très (trop) importants pour les sociétés (Meadows 2008, Farley 2012).

Une autre conséquence potentielle de la valorisation monétaire que les économistes écologiques craignent est la marchandisation. Le processus de marchandisation se traduit par une extension des marchés à des sphères où elles n'y étaient pas incluses auparavant (Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011). Mais, de façon plus insidieuse, la marchandisation se traduit par une modification des relations par rapport à la nature (Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011) et peut-être entre les humains (Hughes et Nielsen 2019). La marchandisation s'effectue en quatre étapes qui ne sont pas toujours consécutives et séparées, soit le cadrage économique des SE dans le discours, la

monétisation, l'appropriation à travers la privatisation ou la formalisation des droits de propriété des SE ou des terres qui les « produisent » et la commercialisation par le biais de la création de structures visant à faciliter l'échange et la vente de SE.

La marchandisation de la nature, bien qu'il ne s'agisse pas d'un processus irréversible, est considérée comme néfaste pour plusieurs raisons (Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011). L'une d'entre elles est d'ordre éthique, puisque la nature a une valeur intrinsèque et ne devrait pas être échangée (McCauley 2006). Dans cette optique, il sera plutôt d'intérêt d'identifier des limites à la marchandisation de la nature (Prudham 2007, Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011). Ce processus de marchandisation aurait aussi tendance à masquer la complexité des écosystèmes et des relations les entourant, puisqu'il présente tous les éléments sous la forme de valeurs monétaires (Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011). D'un point de vue de l'élaboration de politiques, le fait de reconnaître quels types de motivations poussent les individus à s'occuper (ou non) de la nature devrait influencer le type de politiques et d'outils à mettre en place pour favoriser certains comportements (Vatn 2005). Une mauvaise compréhension des motivations des acteurs privés par les décideurs (par ex. Olive et McCune 2017, Lute et coll. 2018, Hughes et Nielsen 2019) peut mener à des résultats non optimaux pour la protection de l'environnement (Vatn 2005). Finalement, la marchandisation pourrait, à terme, restreindre l'accès aux SE et aux écosystèmes à ceux qui ont le pouvoir d'achat ou l'influence adéquate pour y accéder (Gomez-Baggethun et Ruiz-Perez 2011).

L'évacuation des questions associées à la moralité et à la justice par l'économie néoclassique est remise en question par les tenants de l'économie écologique (Spash 2017). Contrairement à l'économie de l'environnement, l'économie écologique considère que l'économie est non-neutre et que des efforts doivent être faits pour mettre en lumière les inégalités et les relations de pouvoirs dans les analyses. À cet effet, la valorisation ne doit pas reposer exclusivement sur la propriété privée, puisque cette approche tend à favoriser les intérêts des plus riches au détriment des plus pauvres. Les

plus riches, ayant plus de moyens, peuvent mieux faire connaître leurs préférences et sont moins vulnérables aux changements dans la fourniture de SE essentiels (Farley 2012).

Malgré toutes ces critiques de la valorisation, il faut noter qu'il existe plusieurs branches à l'intérieur du mouvement de l'économie écologique qui ne s'entendent pas sur ce sujet. C'est pourquoi plusieurs auteurs qui se réclament de l'économie écologique utilisent tout de même des outils de valorisation monétaire alors que d'autres y sont farouchement opposés. Toutefois, lorsque la valorisation monétaire est entreprise, elle s'accompagne le plus souvent de balises. Une première suggestion est de faire l'évaluation économique seulement lorsqu'il y a un lien direct entre le SE et l'humain (Lele et coll. 2013). Ce faisant, les services tels que la biodiversité et le cycle des nutriments ne feraient pas l'objet d'évaluation économique, ce qui permettrait de ne pas attribuer une valeur économique aux fonctions intrinsèques et mal connues de la nature. Une deuxième est de ne pas valoriser les écosystèmes ou SE critiques (Farley 2012). Une troisième suggestion est, bien sûr, d'utiliser des méthodes de valorisations appropriées au contexte et de ne pas se limiter aux outils de valorisation monétaires. Par exemple, Spash (2007) suggère que les méthodes délibératives (p. ex. le jury citoyen, le panel citoyen, la conférence de consensus) permettraient de définir des valeurs sociales pour les SE. Une quatrième suggestion est de compléter l'évaluation économique par une analyse institutionnelle, notamment lors de la mise en œuvre de PSE (Van Hecken et coll. 2015). Une telle analyse permettrait de mieux prendre en compte le contexte qui entoure la valorisation et de mettre en lumière les relations de pouvoirs entre les individus ou les groupes qui valorisent les SE.

Finalement, l'économie écologique utilise le critère d'efficacité de l'économie écologique afin d'évaluer quelles actions et/ou niveaux d'allocation des ressources et des SE maximisent le bien-être humain (Farley 2012). D'après la description de Farley (2012), la maximisation du bien-être humain doit :

- suivre le critère de durabilité forte, dans la mesure où le maintien et la restauration du capital naturel est essentiel au bien-être et a une valeur en soi;
- exclure la valorisation sur le principe de la propriété privée, et;
- être valorisé à l'aide de multiples indicateurs, en fonction des meilleures connaissances scientifiques et de discussions participatives et démocratiques.

Ce critère se distingue de celui de l'économie de l'environnement, qui vise à maximiser l'utilité agrégée et donc la valeur sociale de la production qui pourraient être redistribuées si le décideur public le décide ainsi, en étant plus complet mais aussi plus complexe à mettre en œuvre.

#### 2.1.2.3 Commentaires sur la valorisation

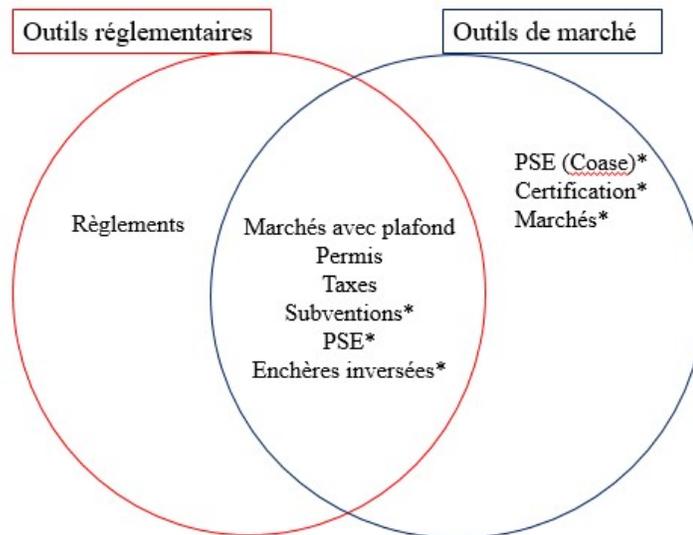
D'autres critiques portant sur les modes d'analyse des SE sont complémentaires au débat sur la valorisation. D'un point de vue analytique et de gestion des SE, il est possible d'analyser et de valoriser un SE à la fois, ce qui est d'ailleurs largement fait dans la littérature. Toutefois, l'approche par bouquets est plus utile dans une analyse à l'échelle d'un paysage ou pour prendre en compte différentes demandes pour les SE (Raudsepp-Hearne et coll. 2010, Reed et coll. 2017). Une telle analyse permet de prendre en compte les interactions entre les SE à l'échelle d'un paysage, qu'elles soient positives ou négatives (Bennett et coll. 2009), et d'identifier où se situent les compromis, les synergies et les conflits potentiels par rapport aux demandes pour les SE (Raudsepp-Hearne et coll. 2010, Reed et coll. 2017).

#### 2.1.3. Utilisation des valeurs des SE dans les outils et les politiques publiques

Les outils de protection de l'environnement peuvent être divisés selon leur capacité à contrôler ou à limiter les externalités négatives ou à promouvoir la production d'externalités positives, dont les SE. On compte parmi ces outils des instruments réglementaires et des instruments fondés sur le marché, bien que ces deux types d'outils soient souvent utilisés en combinaison, que ce soit exclusivement par le gouvernement ou par une multiplicité d'acteurs (Pirard, 2012). Dans la Figure 2.1, cette

complémentarité des outils est illustrée et les outils avec un astérisque représentent ceux qui peuvent promouvoir le maintien ou la production de SE.

Figure 2.1. Complémentarité entre les outils réglementaires et de marché



Source : Figure développée à partir du texte de Pirard (2012)

Selon la typologie des outils de marché avancée par Pirard (2012), les outils de la figure ci-dessus pourraient être divisés en six catégories, soit les marchés directs (transaction directe entre vendeurs et acheteurs), les permis échangeables (où il y a une quantité limitée de permis), les enchères inversées (où ce sont les fournisseurs de services qui font l'enchère lancée par le gouvernement, de façon anonyme, et où le plus petit montant l'emporte), les arrangements de type Coasien, les signaux de prix réglementés (taxes, subventions), puis les signaux de prix volontaires (où les vendeurs demandent un premium pour leurs bonnes pratiques).

### 2.1.3.1. Les paiements pour services écosystémiques

Les PSE font partie d'une gamme d'outils dont le but est d'encourager la production de SE afin de limiter les impacts sur l'environnement de différentes activités humaines. Il existe plusieurs définitions de PSE, la plupart ancrées dans une certaine vision de l'économie, qu'elle soit environnementale, écologique ou politique. En effet, plusieurs visions s'affrontent lorsqu'il est question de PSE. Le débat s'abreuve en partie des paradigmes inhérents aux écoles qui s'affrontent, mais aussi à la philosophie des sciences et à la prise de décision plus pratique (Wunder, 2015). Ce type de programme a beaucoup capté l'attention des décideurs et du monde politique, augmentant sa popularité et son adhésion. Dans ce contexte, une définition plus large de PSE permet à plus de programmes d'être admis sous cette égide, alors qu'une définition plus restreinte en exclut beaucoup (Sattler et Matzdorf, 2013; Wunder, 2015).

La première définition de PSE, proposée par Wunder (2005), s'inscrit dans une perspective Coasienne où des agents peuvent échanger des biens et services de façon efficace en l'absence de coûts de transactions et lorsque les droits de propriété sont bien définis (Coase, 1960). Cette définition fondatrice se caractérise par cinq critères. Un PSE doit être contracté de façon (1) volontaire, (2) en présence d'un (ou des) service(s) clairement défini(s), entre (3) (au moins) un acheteur et (4) (au moins) un vendeur (5) et où le paiement est émis si et seulement si le vendeur est à même de fournir le service (conditionnalité) (Wunder, 2005).

Cette définition de Wunder (2005) est aussi largement adoptée par l'école de l'économie environnementale, bien que certains membres de cette école, dont Tacconi (2012), considèrent que l'usage des termes « vendeurs » et « acheteurs » soit trop restrictif. Tacconi (2012) ajoute également un critère à ceux énoncés par Wunder, celui par lequel les services fournis devraient s'ajouter à ceux existants (critère de complémentarité).

La définition la plus courante portée par les tenants de l'économie écologique a été proposée par Muradian et al. (2010) en réaction à la faible application pratique de la définition de Wunder (2005) et qui menait plus souvent qu'autrement à des « presque-PSE ». Les auteurs proposent donc que les PSE soient plutôt définis comme étant : *un transfert de ressources entre différents acteurs, dans le but de créer un incitatif qui permettrait de faire concorder les décisions collectives et/ou individuelles concernant l'aménagement avec l'intérêt social par rapport à la gestion des ressources naturelles* (traduction libre de Muradian et coll. 2010). Cette définition est généralement associée à l'approche Pigouvienne, qui suggère l'usage de taxes et d'incitatifs afin de corriger les externalités négatives (Tacconi, 2012; Pirard, 2012; Sattler et Matzdorf, 2013; Wunder, 2015). On notera donc que plusieurs critères changent entre cette définition et celle proposée par Wunder (2005). Premièrement, elle permet d'englober beaucoup plus de types de programmes et d'outils. Sous cette définition, les PSE sont presque un principe plutôt qu'un outil en soi (Pirard, 2012). Deuxièmement, dans cette définition, on ne parle plus de paiements comme tel, on parle d'incitatifs. En effet, cette notion d'incitatif reflète le fait qu'il est possible de concevoir un programme dans lequel la transaction peut impliquer autre chose qu'un échange monétaire, c'est-à-dire que la transaction pourrait prévoir des contributions non-financières. Cet élément, qui est aussi pris en considération par d'autres écoles, est particulièrement important afin que les PSE puissent s'adapter à différents contextes écologiques, socio-économiques et institutionnels (Wunder et al. 2008; Muradian et al. 2010). Il est à noter que l'usage d'incitatif est questionné en raison de son impact potentiel sur des comportements d'éviction, où des « fournisseurs » de service pourraient cesser leurs bonnes pratiques intrinsèques après avoir reçu un paiement (Farley and Costanza, 2010; Vatn, 2010; Tacconi, 2012). Troisièmement, le caractère volontaire et l'aspect conditionnel ne sont pas repris par rapport à la définition initiale de Wunder (2005).

Dans un article publié en 2015, Wunder revoit sa définition initiale de PSE en intégrant des critiques et suggestions énoncées par les tenants de l'économie environnementale

et écologique. Cette nouvelle définition conserve l'aspect volontaire du programme et l'aspect conditionnel des paiements. Toutefois, sa définition fait maintenant référence aux utilisateurs et aux fournisseurs de services, plutôt qu'aux vendeurs et acheteurs. De plus, il ne fait plus référence à un service bien défini et le paiement est maintenant conditionnel à la mise en œuvre de mesures de gestion pour la production de service(s) hors site et non à la prestation ultime de service(s).

Outre ces discussions théoriques sur les différentes façons de définir les PSE, il est nécessaire de constater que la mise en œuvre de programmes de PSE est très variée, tant au niveau des arrangements institutionnels (qui participe, comment le programme est géré, par qui, selon quelle structure, etc.), des modalités de paiements, que des conditions imposées en échange de paiements ou d'incitatifs (Madsen et coll. 2010, Goldman-Benner et coll. 2012, Porrás et coll. 2013, Vatn et coll. 2014).

Sur ce dernier point, on observe deux grandes catégories de PSE, soit ceux où les paiements sont émis en fonction de la mise en œuvre de pratiques et ceux où les paiements sont émis en fonction de résultats spécifiques. Bien que ces derniers soient, en théorie, plus efficaces du point de vue de la fourniture de SE, ils sont plus difficiles à mettre en œuvre, entre autres, parce qu'ils requièrent un plus grand suivi, le développement d'objectifs et d'indicateurs appropriés, une connaissance des conditions de référence, une gestion adaptative, de la collaboration et une confiance mutuelle entre les participants (Herzon et coll. 2018). Du point de vue des fournisseurs de SE, ils peuvent être moins intéressants puisque le paiement est plus incertain (Zabel et Roe, 2009, Derissen et Quaas, 2013, Drechsler, 2017, dans Bartkowski et coll. 2019), bien que les préférences soient hétérogènes (Niskanen et coll. 2021). Par exemple, ce type de programme, utilisé en agriculture à travers l'Union Européenne, est plus approprié pour la conservation et le maintien de la biodiversité, surtout sur de petites surfaces (Herzon et coll. 2018).

Les programmes dont le paiement dépend plutôt de la mise en œuvre d'une pratique, sont plus largement utilisés, en raison de la facilité de leur mise en œuvre et de leur suivi. Par contre, leur efficacité est remise en question dans certains contextes. C'est le cas des paiements émis dans le cadre des programmes agro-environnementaux de l'Union Européenne sous la Politique Agricole Commune. Au niveau des effets sur l'environnement, le manque de suivi sème des doutes quant à leur capacité à réduire la pollution diffuse, surtout à l'échelle des bassins versants (Jones et al. 2017). Ces doutes sont soulevés notamment compte tenu des sommes investies dans ce type de programme (dans : Burton et Schwarz 2013, Jones et al. 2017, Bartkowski et coll. 2019).

La question de la pérennité des pratiques suivant un arrêt des paiements est également incertaine (dans Burton et Schwarz 2013). D'ailleurs, il existe une littérature foisonnante sur les motivations des agriculteurs à prendre part à des programmes incitatifs pour l'adoption de pratiques agro-environnementales. Cette littérature sera abordée dans le Chapitre 6 de cette thèse.

### 2.1.3.2 Programmes agro-environnementaux : quelques exemples

Aux États-Unis, on retrouve plusieurs programmes visant à limiter la pollution diffuse provenant des terres agricoles, dont le *US Conservation Reserve Program* (Hajkowicz et coll. 2009, Tomer et Locke 2011) et le *US Environmental Quality Incentives Programs* (Hajkowicz et coll. 2009). Le premier subventionne les producteurs agricoles qui laissent une partie de leurs terres en conservation sur une période de 10 à 15 ans. Le second offre des subventions pour l'adoption de pratiques. Celles-ci comprennent la gestion des nutriments, du fumier, de l'eau d'irrigation, des espèces nuisibles et des habitats pour la faune. Le problème de ces programmes, toutefois, est que l'adoption de pratiques ne se traduit pas nécessairement par une amélioration de la qualité de l'eau dans les bassins versants (Tomer et Locke 2011). Selon Tomer et Locke (2011) cette situation serait causée par plusieurs facteurs, dont le fait de ne pas cibler adéquatement les sources critiques de la contamination, le fait de mettre trop l'accent

sur le contrôle de l'érosion des sols, le fait de cibler des contaminants de façon trop précise, alors que des substituts pour ces contaminants existent, et l'effet du temps de réponse des écosystèmes, des changements climatiques et de la charge interne des sols.

Au Québec, le programme Prime-vert compense les agriculteurs qui adoptent certaines pratiques, dont des pratiques de conservation des sols, des projets de conservation de la biodiversité et des bandes riveraines élargies. Dans la première version du programme, les coûts encourus pour la mise en œuvre du projet et certains coûts d'entretien étaient remboursés à 90%, alors que dans la deuxième version ils le sont à 70% (MAPAQ 2013, 2018, Zaga-Mendez et coll. 2020). À l'Île-du-Prince-Édouard, une province canadienne, le programme ALUS offre un paiement aux agriculteurs qui, entre autres, mettent en place des pratiques qui améliorent la qualité de l'eau, réduisent l'érosion et génèrent des habitats pour la biodiversité (Kolinjivadi et coll. 2019a). Le programme ALUS est présent partout au Canada et a un projet pilote au Québec. Contrairement aux autres programmes présentés ci-dessus, il s'agit d'une initiative privée et non d'un programme public (Kolinjivadi et coll. 2019a).

En France, deux PSE mis en œuvre par le privé en collaboration avec les agriculteurs et visant à protéger la qualité de l'eau ont connu du succès. Les projets Vittel et Evian, décrits respectivement par Perrot-Maître (2006) et Defrance (2015), visaient à protéger la qualité de l'eau potable mise en bouteille par des compagnies privées (Nestlé Waters et Danone). Ces programmes ont été mis en œuvre en 1998 et 1992, respectivement, et sont caractérisés par un suivi de l'impact des pratiques sur la qualité de l'eau, par l'implication d'un tiers parti pour le suivi scientifique (Institut National de Recherche Agronomique) et par la création d'intermédiaires permettant de faciliter les négociations entre les promoteurs du projet (Nestlé Waters et Danone) et les agriculteurs.

Le cas de la ville de New York est également un exemple de succès, où la ville a négocié avec les agriculteurs pour que ceux-ci adoptent des plans spécifiques de gestion

de leurs pratiques afin de protéger la qualité de l'eau dans le bassin versant Catskills-Delaware (Kousky 2015). Ce projet fait l'objet d'un suivi scientifique par l'Université Cornell. D'ailleurs, les plans spécifiques de gestion par ferme sont réévalués périodiquement.

Ces trois derniers cas sont particuliers, dans la mesure où l'objectif visé par les programmes est lié à la qualité de l'eau potable (eau souterraine) et non à la qualité de l'eau dans les cours d'eau. Cette distinction est majeure en ce qui a trait aux usages de l'eau, aux sources de contamination de l'eau et aux questions de propriété. Dans le cas de la ville de New York, celle-ci pouvait réglementer les usages des sols dans les bassins versants où elle s'approvisionne en eau potable, ce qui lui donne un levier particulier pour inciter les usagers des sols à dialoguer avec elle. De plus, la question de l'eau potable est plus circonscrite et elle est directement liée à la santé humaine. Dans les cas de Vittel et d'Evian, la qualité de l'eau est directement liée à la viabilité des entreprises et il est facile pour celles-ci de mesurer leur coût d'opportunité (soit mettre en place un tel programme ou aller chercher une autre source d'eau potable).

Dans une revue de plusieurs programmes établis aux États-Unis, au Royaume-Uni et en Suède, Kleinman et coll. (2015) relèvent plusieurs problèmes associés à l'adoption de programmes visant à réduire les sources de phosphore en milieu agricole. L'un d'entre eux est le fait que certaines pratiques dont la mise en œuvre est financée sont sous-estimées quant à leur rôle dans le transport du P. Le labour et les cultures de couverture en sont des exemples. En effet, de nouvelles études montrent que, sous certaines conditions, ces deux pratiques, bien qu'elles limitent le transport du phosphore particulaire, peuvent favoriser le transport du phosphore dissous (Lam et coll. 2016, Moore 2016 [revue], Zhang et coll. 2017). À l'opposé, d'autres pratiques pouvant favoriser le transport du phosphore ne seraient pas remises en question en raison de leur importance pour la communauté agricole. Ce serait le cas des drains agricoles, en raison de leur importance pour la production, bien que la présence de drains puisse faciliter le transport du P dissous dans certains cas, surtout en lien avec

le type de sols (Eastman et coll. 2010). Kleinman et coll. (2015) relèvent le fait qu'il est très difficile pour les gouvernements de remettre en cause de telles pratiques à travers des programmes et que cette inaction peut mener à des conséquences pour l'environnement.

#### 2.1.4. Pratiques de gestion optimale de la pollution diffuse en agriculture

Dans le contexte de la lutte à la pollution aquatique, les gouvernements se sont largement tournés vers des outils de type volontaire dans le but de contrôler les émissions diffuses de sédiments.

Au Québec, la présence d'une politique sur les bandes riveraines (Q-2, r.35), la nécessité d'avoir un bilan phosphore en vertu du Règlement sur les exploitations agricoles (2005) et la mise en place de programmes visant à soutenir les agriculteurs dans leurs changements de pratiques n'a pas permis de réduire de façon suffisante les exportations de phosphore vers les plans d'eau. Il faut noter que l'absence d'effets immédiats sur la qualité de l'eau suite à l'adoption des mesures par les agriculteurs peut être influencée par plusieurs éléments, dont le délai de réponse des écosystèmes (Goyette et coll. 2016, 2018), notamment en présence d'excès de phosphore (P) dans les sols (Carpenter 2005). Néanmoins, la faible efficacité et, surtout, le faible intérêt des agriculteurs pour les approches volontaires proposées par les gouvernements afin de réduire les exportations de P vers les plans d'eau peuvent être expliquées, en partie, par le peu d'inspection, des exigences administratives trop lourdes et des compensations insuffisantes (Kleinman et coll. 2015, Collins et coll. 2016, Gagné et coll. 2018). En effet, l'adoption des pratiques de gestion optimale en champs par les producteurs agricoles, de façon volontaire, est souvent difficile (Collins et coll. 2016). Il existe pour cela plusieurs types de blocages, que ce soit des blocages structurels (système de production, lourdeur administrative), motivationnels, financiers, etc. (Perrot-Maître 2006, Barnes et coll. 2013, Collins et coll. 2016). Le fait d'identifier plus précisément les blocages et les leviers à l'adoption de pratiques permettant de limiter l'exportation de P vers les plans d'eau est une étape importante dans l'implantation

d'outils impliquant un changement de pratiques (Collins et coll. 2016, Perrot-Maître 2006, Kousky 2015, Defrance 2015).

De plus, les approches agroenvironnementales proposées ne sont pas toutes égales vis-à-vis du contrôle des différentes formes de P. Le P est présent naturellement dans l'environnement, mais il s'agit généralement d'un minéral limitant pour la croissance des plantes, puisqu'il est présent en faibles quantités. Le P est disponible dans l'environnement sous forme minérale (dans les minéraux primaires ou secondaires) et sous forme organique. En milieu agricole, c'est le surplus de P accumulé dans les sols qui est diffusé vers les plans d'eau selon les processus de ruissellement, de drainage et d'érosion. Plusieurs facteurs influencent le transport des formes de P à l'échelle des parcelles agricoles. Au niveau des pratiques, le labour, la présence de drains, leur profondeur et la distance entre ceux-ci, l'application de P organique et inorganique, le mode d'application du P (en surface ou avec mélange), le taux d'application du P et le moment de l'application influencent le transport du P (King et coll. 2015). Au niveau des facteurs liés à l'environnement physique, les éléments importants sont l'hydrologie du lieu, le type de sols et les taux de précipitations (King et coll. 2015). Finalement, la concentration de P déjà présente dans les sols influence aussi l'exportation de P (Goyette et coll. 2016, 2018). Dans le cadre du programme Prime-Vert et du programme ALUS, certaines pratiques agroenvironnementales sont particulièrement mises de l'avant, mais celles-ci n'ont pas toutes la même efficacité du point de vue de la rétention du P dans les parcelles agricoles.

Les connaissances relatives à la diffusion du P dans les terres agricoles ont évolué dans le temps. Dans les années 1990 et début 2000, des analyses de suivi de Locke et coll. (2008) et de Tomer et coll. (2014) montrent que les pratiques de gestion agroenvironnementales préconisées aux États-Unis visaient surtout à limiter l'érosion et le ruissellement de surface, et donc, à limiter le transport du P particulaire (PP). Depuis quelques années, toutefois, de nombreuses études ont démontré l'importance de contrôler aussi les sources de P dissous (PD). L'un des problèmes est que plusieurs

des approches de gestion optimales mises en œuvre pour contrôler le PP facilitent le transport du PD, dont les pratiques de semis direct, les zones tampons végétalisées (bandes riveraines) et les cultures de couverture, particulièrement en présence de drains agricoles et dans des champs en surplus de P (Schoumans et coll. 2014, Lozier et coll. 2017, Macrae et coll. 2018). Il est donc recommandé de bien cibler les sources de P à contrôler et d'adopter des pratiques complémentaires, permettant de contrôler plusieurs formes de P (Macrae et coll. 2018). Un autre élément affectant l'efficacité et le choix de pratiques de gestion optimales appropriées est le manque de données longitudinales concernant l'efficacité des pratiques dans le temps (Liu et coll. 2017).

Le Tableau 2.4 présente plusieurs types de pratiques de gestion optimale en milieu agricole, selon le P visé et selon d'autres considérations relatives à l'entretien et à la situation climatique québécoise (fonte des neiges). Pour ce dernier point, il est clair que peu d'études utilisant des données de terrain et situées dans un climat similaire à celui du Québec permettent de déterminer l'impact des pratiques de gestion optimales sur le transport du P lors de la fonte des neiges. Parmi les pratiques présentées dans le Tableau 2.4, j'en présenterai quelques-unes selon ce qu'ils ciblent (colonne : Étapes).

#### 2.1.4.1 Cibler les intrants

L'approche des 4R (bonne source de nutriments, au bon taux, au bon moment et au bon endroit – « Right Source of nutrients, at the Right Rate, at the Right Time and in the Right Place ») est une initiative lancée par l'industrie des engrais visant à cibler adéquatement les intrants agricoles (engrais), afin de diminuer les rejets de phosphore vers l'environnement (Johnston et Bruulsema 2014). C'est une approche qui cible la problématique en amont. Il s'agit plus précisément d'appliquer les engrais selon la bonne source, au bon taux, au bon moment et au bon endroit. Elle implique entre autres, idéalement, de ne pas faire de l'application à la volée (« broadcast »), mais plutôt une application ciblée avec incorporation dans les sols ; elle est donc peu compatible, de prime abord, avec les semis directs. Malgré ses aspects positifs, cette approche implique un changement de mentalité de la part des agriculteurs (Johnston et

Bruulsema 2014). En effet, l'application d'engrais est souvent effectuée sur la base de la concentration en azote (Kleinman et coll. 2015) et les taux d'engrais ont historiquement été appliqués afin de limiter les risques pour la production (application en excès) (Schoumans et coll. 2014). La question du niveau de phosphore déjà présent dans les sols et du niveau de saturation (Goyette 2016, 2018) devrait être prise en considération dans l'application de cette approche.

Tableau 2.4. Efficacité des pratiques de gestion optimale selon le P visé, en relation avec les drains agricoles, en cas d'évènements extrêmes, sans entretien et en hiver.

Pratiques de gestion optimale	Étape	Phosphore visé	Relation avec drains agricoles	Efficacité en cas d'évènements extrêmes	Possibilité de rejet de P sans entretien ? <sup>1</sup>	Testé pour la fonte des neiges (effet sur transport du P) ?
Approche des 4R	Gestion des intrants	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bandes riveraines	Fin de cycle	PP et PD	Antagoniste, mais dépend où sont placés les drains	Variable, d'effet nul à modéré (+)	Oui	Pearce et Yates 2017 (+) ; Kieta et Owens (2019) (—)
Voies de drainage gazonnées	Fin de cycle	PP et PD	Complémentaire	n.d.	Oui	n.d.
Marais filtrant	Fin de cycle	PP	Complémentaire	Variable	Oui	n.d.
Filtration avec matériaux (fer...) <sup>2</sup>	Fin de cycle	PD	Complémentaire	Peut y avoir des rejets de matériaux dans les cours d'eau (Allred et coll. 2017)	n.d.	n.d.
Drains agricoles contrôlés	Fin de cycle	PP et PD	Complémentaire	n.d.	n.d.	n.d.
Bassins de sédimentation	Fin de cycle	PP	Neutre/antagoniste	n.d.	Oui	n.d.
Rotation des cultures	Cultures	PP et PD	Neutre/antagoniste	n.d.	n.d.	n.d.
Cultures de couverture	Conservation des sols	PP	Complémentaire pour PP Variable pour PD (Lozier et coll. 2017) selon les types de sols (Moore 2016)	Variable	n.d.	Lozier et coll. 2017 (-PD)
Semis directs	Conservation des sols	PP	Complémentaire pour PP Variable pour PD (Moore 2016, Lam et coll. 2016)	n.d.	n.d.	n.d.
Haies brise-vent	Conservation des sols	PP	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Sources : Tiré de Macrae et coll. 2018, p. 19-20 (Adapté de Macdonald et coll. 2013). <sup>1</sup> Sources : Hoffman et coll. 2009, Dodd et Sharpley 2016, Liu et coll. 2017. <sup>2</sup> : Allred et coll. 2017.

Notes : n.d. : Information non disponible, pas trouvée ou non explicitement testée. PP : phosphore particulaire ; PD : phosphore dissous

#### 2.1.4.2 Approches de conservation des sols

Les approches de conservation des sols servent généralement à limiter l'érosion de P et la perte de PP. Toutefois, il a été démontré que plusieurs de ces pratiques (cultures de couverture, semis directs, bandes riveraines), combinées au drainage agricole, peuvent contribuer à augmenter la part de PD qui se retrouve dans les cours d'eau (Moore 2016). En favorisant la qualité du sol et la formation de macropores, le phosphore dissous est plus mobile et donc plus susceptible d'être exporté en dehors des parcelles, surtout pour les sols avec une teneur plus élevée en argile (Beauchemin et coll. 1998, dans King et coll. 2015, Moore 2016). Il convient de rappeler que la majorité du phosphore est transporté vers les cours d'eau par le biais de l'érosion, notamment lors de pluies ou de la fonte des neiges (Su et coll. 2011, Ball Coelho et coll. 2012, Lam et coll. 2016, Van Esbroeck et coll. 2017).

#### 2.1.4.3 Approches de fin de cycle

Finalement, les approches de fin de cycle peuvent aussi permettre de réduire les quantités de P qui sont exportées vers les écosystèmes aquatiques. Ces approches sont souvent coûteuses et requièrent un entretien relativement fréquent (Liu et coll. 2017, Penn et coll. 2017). Dans le cas des options végétalisées (marais filtrants, bandes riveraines, voies gazonnées, etc.), leur recours est souvent très positif pour le contrôle des nitrates, mais il y a un potentiel de rejet du P (Hoffman et coll. 2009, Dodd et Sharpley 2016, Liu et coll. 2017). D'autres approches peuvent être utilisées, dont la filtration de l'eau par des matériaux de fer (Allred et coll. 2017), en utilisant du drainage contrôlé (Moore 2016) ou encore en traitant les plans d'eau directement (EXXEP 2004). Toutefois, ces approches ne permettront pas de régler la problématique à la source.



Les composantes-clefs de ce système sont définies comme suit par McGinnis et Ostrom (2014) :

- Acteurs (A). Comprend les individus, organisation ou communautés qui utilisent ou dépendent des ressources naturelles dans le système à l'étude, avec une emphase sur les acteurs qui ont un impact direct sur le milieu. Les acteurs participent aux actions principales.
- Système de ressources (RS). Se réfère à l'écosystème qui supporte l'habitat des unités de ressources, dont les limites sont établies en fonction d'attributs biophysiques ou par des frontières administratives. Le ou les systèmes de ressources définissent les conditions dans lesquelles s'exercent les interactions qui sous-tendent les actions principales.
- Unités de ressource (RU). Il s'agit des ressources qui fournissent des bénéfices aux acteurs (A) qui en dépendent. Les unités de ressources font partie des systèmes de ressources et servent d'intrants aux interactions qui sous-tendent les actions principales.
- Système de gouvernance (GS). Correspond aux institutions (formelles et informelles) et aux organisations impliquées dans l'encadrement des activités menant à l'utilisation des unités de ressources (RU). Le ou les systèmes de gouvernance définissent et imposent les règles suivies par les acteurs et définissent les conditions dans lesquelles s'exercent les interactions qui sous-tendent les actions principales.

Outre ces quatre composantes clefs, ce cadre peut être utilisé afin d'explorer une problématique spécifique (ou conséquence) (O) qui émerge au sein du système à la suite des interactions (I) entre les quatre composantes clefs (A, RS, RU, GS), mais qui sont aussi influencées par des forces externes, qu'elles soient écologiques (ECO) ou liées au contexte social, économique et/ou politique (S). Tel que démontré à la Figure 2, ce cadre n'est pas linéaire puisqu'il prend explicitement en compte les boucles de rétroactions qui résultent des conséquences et des interactions entre les composantes

clefs du système. Il permet plutôt une analyse itérative d'une problématique, si tel est le souhait des analystes.

Dans ce cadre, les variables de premier niveau (A, RS, RU, GS, O, I, ECO et S) sont caractérisées par des variables de deuxième niveau (Tableau 2.5) qui permettent de les décrire de façon plus détaillée, qui elles-mêmes sont décrites par des variables de troisième niveau et ainsi de suite (Ostrom 2007, McGinnis et Ostrom 2014). Ce cadre est considéré comme une ontologie qui définit un langage commun, des concepts, des variables et des relations qui permettent d'identifier plus efficacement un objet de recherche et qui favorise l'interdisciplinarité (McGinnis et Ostrom 2014). Cette interdisciplinarité est particulièrement souhaitable dans le contexte de l'analyse des systèmes socio-écologiques complexes qui comprennent de nombreuses incertitudes et où les conséquences des enjeux sont élevées (Funtowicz et Ravetz 1994).

Tableau 2.5. Variables de niveau 2 des systèmes socio-écologiques.

Contexte social, économique et politique (S)	
S1 – Développement économique S2 – Tendances démographiques S3 – Stabilité politique S4 – Autres systèmes de gouvernance S5 – Marchés S6 – Médias S7 - Technologie	
Systèmes de ressources (RS)	Systèmes de gouvernance(GS)
RS1 – Secteur RS2 – Clarté des limites systémiques RS3 – Taille du système de ressources RS4 – Constructions humaines RS5 – Productivité du système RS6 – Propriétés d'équilibre RS7 – Prévisibilité des dynamiques systémiques RS8 – Caractéristiques de stockage RS9 – Emplacement	GS1 – Organisations gouvernementales GS2 – Organismes non gouvernementaux GS3 – Structure du réseau GS4 – Système des droits de propriété GS5 – Règles sur les choix opérationnels GS6 – Règles sur les choix collectifs GS7 – Règles constitutionnelles sur les choix GS8 – Règles de suivi et disciplinaires
Unités de ressource (RU)	Acteurs (U)
RU1 – Mobilité des unités de ressource RU2 – Croissance ou taux de remplacement RU3 – Interactions entre les unités de ressource RU4 – Valeur économique RU5 – Nombre d'unités RU6 – Caractéristiques distinctives RU7 – Distribution spatiale et temporelle	A1 – Nombre d'acteurs concernés A2 – Attributs socioéconomiques A3 – Historique ou expériences précédentes A4 – Emplacement A5 – Leadership / Entreprenariat A6 – Normes / capital social A7 – Connaissance des SSE/modèles mentaux

	A8 – Importance des ressources (dépendance) A9 – Technologies disponibles
<b>Interactions (I)</b>	<b>Conséquences (O)</b>
I1 – Récole I2 – Partage d’informations I3 – Processus de délibération I4 – Conflits I5 – Activités d’investissement I6 – Activités de lobby I7 – Activités d’auto-organisation I8 – Activités de réseautage I9 – Activités de suivi I10 – Activités d’évaluation	O1 – Mesures de performance sociale (ex. efficacité, équité, reddition de comptes, durabilité) O2 – Mesures de performance écologique (ex. surexploitation, résilience, biodiversité, durabilité) O3 – Externalités par rapport à d’autres SSE
Écosystèmes associés (ECO) ECO1 – Patrons climatiques ECO2 – Patrons de pollution ECO3 – Flux vers et à partir du SSE à l’étude	

Source : McGinnis et Ostrom 2014 : Tableau 1, p.5/12

Le cadre d’Ostrom a été élaboré afin de faciliter le diagnostic et la description et afin d’orienter les décisions des institutions dans l’utilisation durable des ressources naturelles au sein des systèmes socio-écologiques. La mobilisation de ce cadre dans cette thèse vise justement à décrire un système socio-écologique et à explorer une solution afin de remédier à un enjeu qui survient dans ce système. L’action principale qui enclenche la chaîne d’interactions est l’utilisation de phosphore par les agriculteurs, dans le but de fertiliser leurs terres.

En ce qui concerne les quatre composantes principales, nous nous concentrons particulièrement sur les agriculteurs et les usagers de l’eau en tant qu’acteurs (A) opérant au sein de ce système, dont le système de ressource (RS), le bassin versant, est défini selon une limite biophysique. Ce système de ressources comprend principalement deux sous-systèmes, soit le réseau aquatique (lacs, rivières, ruisseaux, milieux humides) et le territoire agricole. Les usagers de l’eau dépendent alors des plans d’eau (RU) (et de leur qualité). Les agriculteurs, eux, dépendent de leurs terres (RU), afin de faire croître leurs cultures, décident de la quantité d’engrais (RU) à appliquer sur leurs terres selon plusieurs facteurs et ils dépendent des plans d’eau pour

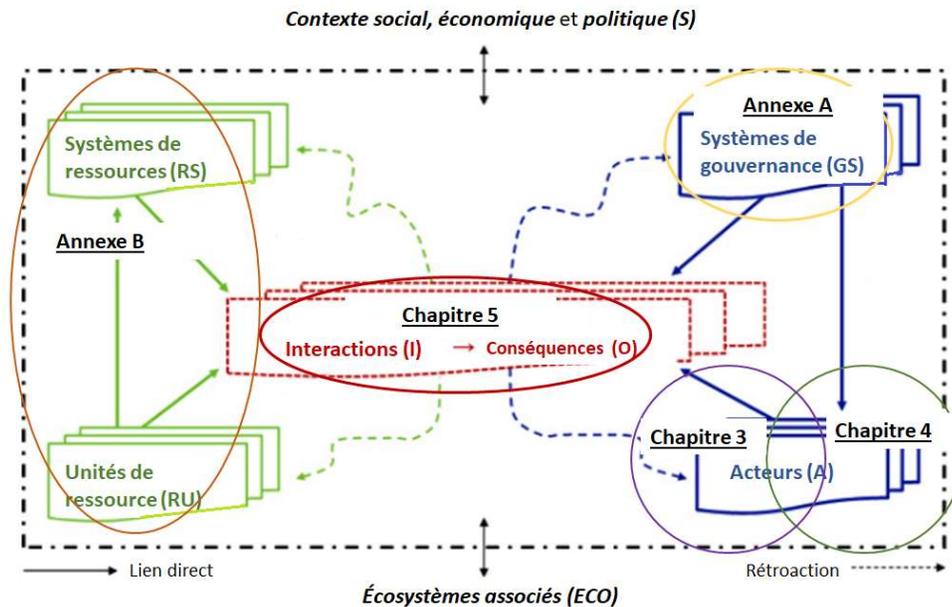
irriguer leurs terres. Du point de vue de l'action principale, c'est plutôt l'impact sur la qualité de l'eau (O) résultant de l'application d'engrais qui nous intéresse dans la relation agriculteur-eau. Finalement, au niveau du système de gouvernance (GS), le gouvernement provincial, à travers le MAPAQ, établit des normes pour l'épandage de fertilisants organiques sur les terres agricoles (REA 2002 Q-2, r26) et propose des programmes pour soutenir certaines activités agricoles, dont l'adoption de pratiques agro-environnementales.

Dans ce système, les incertitudes sont plus à moyennement élevées (p. ex. par rapport aux sources de pollution diffuse, aux meilleurs moyens de limiter le transport de phosphore, aux conditions qui favorisent les effloraisons de cyanobactéries) et les impacts des décisions sont également élevés, d'autant plus lorsque l'on prend en compte le temps de réponse des écosystèmes.

### 2.2.1 Organisation de la thèse

Compte tenu des questions et des objectifs de recherches de cette thèse, seulement certains aspects de ce cadre sont explorés. La Figure 2.3 présente comment les différents chapitres s'insèrent dans le cadre d'Ostrom.

Figure 2.3. Schéma intégrateur de la thèse avec le cadre d'Ostrom



Source : Adapté de McGinnis et Ostrom (2014 : 4/12)

Le texte présenté à l'Annexe A consiste en une analyse des discours entourant le mouvement de la transition écologique au Québec, notamment selon le positionnement sur l'axe durabilité forte-faible. Afin de mettre en lumière les stratégies proposées par les trois entités sélectionnées, dont le gouvernement du Québec, la place de l'agriculture dans la transition écologique est utilisée comme exemple. Ce chapitre permet notamment d'illustrer comment le Gouvernement du Québec perçoit le rôle du secteur agricole dans le contexte de la transition écologique et de la lutte aux changements climatiques. Selon les documents officiels étudiés pour l'analyse de discours (Plans, Politiques, Stratégies), le gouvernement propose des mesures qui pourront accompagner le secteur agricole dans l'adaptation aux changements climatiques, notamment à travers le financement d'initiatives volontaires d'adoption de pratiques agro-environnementales, sans toutefois remettre en question le modèle productiviste. En effet, comme il le sera décrit, la Politique bioalimentaire inclut une cible visant à augmenter les exportations de produits agricoles vers les marchés

extérieurs. Ce chapitre permet de mieux comprendre, dans le système de gouvernance (GS), les orientations gouvernementales envers le secteur agricole dans le contexte de l'adaptation aux changements climatiques. L'approche préconisée par le gouvernement, soit une approche largement volontaire, influence aussi le type de politiques envisagées pour accompagner les agriculteurs dans cette adaptation. En retour, ces orientations gouvernementales peuvent influencer les décisions des agriculteurs (Acteurs) par rapport aux types de cultures à faire croître et sur les moyens à employer pour les faire croître. Finalement, ce chapitre permet de jeter un éclairage sur des mécanismes structurels qui façonnent en partie les décisions des agriculteurs sur leurs terres.

Le texte présenté à l'Annexe B présente une analyse de l'évaluation économique des SE de la Ceinture de verdure de la Commission de la Capitale Nationale (CCN) à Gatineau-Ottawa. À l'aide de différentes approches de valorisation des SE (transfert de bénéfices sans et avec méta-analyse, méthodes basées sur les coûts, coût de remplacement), les valeurs de 13 SE provenant de 5 écosystèmes (forêts, milieux humides, milieux agricoles, prairies, écosystèmes aquatiques) ont été estimées. Cette analyse permet d'illustrer comment, dans un système de ressources (RS), dont les limites sont définies en fonction de limites humaines (les terres gérées par la CCN), les SE sont répartis et quelle est leur contribution au bien-être humain. Dans une certaine mesure et, bien que ce soit contesté par McGinnis et Ostrom (2014), les SE peuvent être considérés comme étant des unités de ressources (RU). L'exercice de valorisation permet d'obtenir un ordre de grandeur en ce qui a trait aux valeurs économiques des SE, notamment en lien avec la valeur des SE en milieu agricole. Outre le fait de présenter des valeurs économiques associées aux SE et aux écosystèmes de la Ceinture de verdure de Gatineau-Ottawa, ce chapitre permet d'illustrer l'importance des services de soutien et de régulation au bien-être humain, particulièrement si on les compare aux services d'approvisionnement (nourriture, eau) et aux services culturels (récréation, esthétisme). Le recours à la méthode de transfert de bénéfices permet également de

démontrer comment l'utilisation de différentes méthodes de valorisation affecte la valeur obtenue. Finalement, la disponibilité des données permet aussi de mettre en lumière comment sont répartis les efforts de valorisation des SE.

Dans le cadre du Chapitre 3, nous nous sommes intéressés aux préférences des usagers de l'eau (A) pour des SE (RU) en lien avec les activités aquatiques qui sont parfois limitées par des effloraisons de cyanobactéries (O). À l'aide de la méthode de la modélisation de choix, nous avons estimé la volonté à payer des usagers de l'eau pour financer des projets qui contribueraient à diminuer les incidences d'effloraisons de cyanobactéries qui influencent des SE. Le véhicule de paiement était une taxe municipale. Les attributs pris en compte dans l'exercice de modélisation de choix et qui représentaient des SE sont le potentiel de mener des activités récréatives, la santé écologique du plan d'eau, l'odeur dégagée par le plan d'eau et son aspect visuel. Les usagers de l'eau rencontrés dans le cadre de la collecte de données étaient principalement des individus qui étaient présents sur une plage et des individus qui faisaient des activités récréatives près de plans d'eau où un épisode d'effloraisons de cyanobactéries était survenu dans les 10 dernières années. Nous avons également interrogé des individus qui résident à proximité de plans d'eau où des épisodes d'effloraisons de cyanobactéries ont survenu au cours des 10 dernières années. Le type de demande pour les activités récréatives par les usagers de l'eau peut être qualifiée, a priori, de non-impactante, dans la mesure où les activités menées ne mènent pas à une détérioration de la qualité de l'eau. Dans le contexte où les effloraisons de cyanobactéries sont amplifiées par l'apport de sédiments de sources diffuses et par les changements climatiques, la capacité des usagers de l'eau à contribuer à la remédiation de la problématique des effloraisons de cyanobactéries est alors relativement limitée.

Le Chapitre 4 s'intéresse à l'intérêt des producteurs agricoles (A), impliqués dans des cultures végétales, à prendre part à un PSE. La méthode de modélisation de choix est utilisée afin de comprendre les préférences des agriculteurs pour les caractéristiques suivantes d'un contrat de PSE, soit les pratiques agro-environnementales à adopter, la

durée du contrat, l'interlocuteur principal, la présence d'un bonus collectif et le niveau et le mode de compensation des agriculteurs. Le PSE est proposé en tant qu'outil permettant de répondre à la problématique de la pollution diffuse qui affecte la qualité de l'eau (O) tout en compensant les agriculteurs pour l'adoption de ces pratiques. En adoptant certaines pratiques agro-environnementales, les agriculteurs peuvent influencer le transport des sources de pollution diffuse, dont le phosphore. La méthode de modélisation de choix a été utilisée dans le contexte plus large d'un questionnaire, dans lequel nous nous sommes également intéressés aux freins et aux leviers qui limitent ou facilitent l'adoption de pratiques agroenvironnementales. Le questionnaire nous permet aussi de faire un portrait des répondants et de leurs pratiques et nous permet d'estimer dans quelle mesure les répondants sont représentatifs des agriculteurs de la province.

Le Chapitre 5 présente un modèle multi-agents qui vient combiner des données issues principalement du Chapitre 4, mais aussi du Chapitre 3 et de sources documentaires. Ce modèle cherche à décrire, à l'aide de règles simples, comment les agriculteurs décident d'adhérer ou non à un programme de PSE et de choisir d'adopter des pratiques agro-environnementales (I). L'objectif est d'évaluer comment les agriculteurs réagissent à différents modèles de PSE et à déterminer quels formats de PSE seraient envisageables d'un point de vue de la capacité à payer du gouvernement. Cette capacité est évaluée en fonction de la volonté à payer estimée au Chapitre 3. Le modèle inclut aussi deux indicateurs de qualité de l'environnement sous la forme d'effloraisons de cyanobactéries et d'un score associé aux SE. Un score est associé à chaque pratique agro-environnementale sur la base des SE qui sont amplifiés ou ajoutés par l'adoption de cette pratique. Ce chapitre permet d'évaluer comment l'ajout d'une politique (le PSE), visant à modifier des pratiques qui influencent négativement la qualité de l'eau (O), influence les actions des agriculteurs (A) et affecte la qualité de l'eau (O). L'utilisation de la méthode multi-agents permet de considérer le système socio-écologique dans son ensemble du point de vue des agriculteurs. Bien que ce modèle

soit axé sur la prise de décision des agriculteurs, il sera possible d'ajouter des modules qui permettront de mieux prendre en compte les différents aspects du système, notamment les aspects écologiques.

### 2.3 Description du site d'étude

Cette thèse s'inscrit dans une analyse du contexte québécois. Suite à une couverture médiatique importante sur les efflorescences de cyanobactéries dans les lacs du Sud du Québec au cours de l'été 2006, le gouvernement du Québec a mis en place le Plan d'intervention sur les algues bleu-vert (PIAV) 2007-2017 (MELCC 2019 : 1). Ce plan visait à répondre à trois enjeux principaux, soit l'amélioration des connaissances, la prévention des apports en phosphore vers les plans d'eau et la sensibilisation et la protection des citoyens dans une perspective de santé publique (MELCC 2019 : 2).

Le volet de l'amélioration des connaissances comprenait des actions ciblant les organismes de bassins versants (OBV). Leur mandat visant à favoriser la mise en œuvre de la gestion intégrée de l'eau a été réaffirmé. La gestion intégrée de l'eau a été décrite dans des documents gouvernementaux comme étant un :

« (...) mode de gestion se caractéris[ant] d'abord par une approche territoriale, soit le bassin versant des cours d'eau, des lacs ou des baies. Il vise aussi une prise en compte globale de l'eau, des écosystèmes ainsi que les usages qu'en font l'ensemble des acteurs (municipalités ou MRC, groupes de citoyens, usagers du bassin versant, ministères ou organismes du gouvernement) pour une efficacité accrue des politiques, des programmes et des projets divers. (Gouvernement du Québec 2002): 17) » De même, « (...) la gestion intégrée s'appuie sur la participation volontaire et sur la concertation des usagers de l'eau pour concilier les divers intérêts et les diverses préoccupations à l'égard des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques sur les territoires concernés. (MDDELCC 2018a: 2) »

Considérant ce mandat, les OBV ont pour tâches principales d'agir en tant qu'organismes de concertation et d'élaborer et de mettre à jour les plans directeurs de l'eau. Cependant, il est à noter que la mise en place des mesures incluses dans le plan est effectuée par les municipalités et que les OBV doivent faire des demandes de

financement pour mener à bien des projets spécifiques (Émond 2015). Néanmoins, un soutien financier ciblé fut alloué aux OBV pour des actions visant la prévention, la sensibilisation et la protection des bassins versants face aux algues bleu-vert pour la période 2007-2015 (MELCC 2019). Ce financement spécifique n'a pas été renouvelé.

Des 35 actions du PIAV, 15 ont permis de répondre plus spécifiquement à l'objectif de prévention des apports en phosphore vers les plans d'eau. Des règlements ont été renforcés ou mis en œuvre afin de donner plus de pouvoirs aux municipalités pour inspecter et faire appliquer le Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (chapitre Q-2 r. 22) et pour favoriser la vidange régulière des fosses septiques (modifications à la Loi sur les compétences municipales [chapitre C-47.1]). Des efforts ont également été faits pour réviser les exigences de rejets de phosphore par les installations de traitement des eaux usées municipales et installer ou mettre à jour des équipements de déphosphoration. Une réglementation a été mise en place en 2008 pour limiter la teneur en phosphore dans les détergents à vaisselle domestiques (Règlement portant interdiction à la mise en marché de certains détergents à vaisselle, chapitre Q-2 r.30) et le gouvernement fédéral a mis à jour le niveau de concentration maximale de phosphore dans son Règlement sur la concentration en phosphore pour certains produits de nettoyage (DORS/89-501). D'autres actions du PIAV ont porté sur les rejets d'eaux usées et de matériaux organiques et inorganiques dans les plans d'eau par des embarcations de plaisance (Règlement sur la protection des eaux contre les rejets des embarcations de plaisance, chapitre Q-2, r. 36), sur le reboisement des rives, l'entretien des fossés de routes, l'aménagement pour les baux de villégiature sur les terres publiques et le contrôle de sources de phosphore issues des terres agricoles. Pour ce qui est des deux actions spécifiques en lien avec l'agriculture, celles-ci étaient portées par le Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ). La première visait à établir des diagnostics et des bilans agroenvironnementaux complets des exploitations agricoles, par le biais de plans d'accompagnement agroenvironnemental (PAA). Les exploitations situées dans les

bassins versants prioritaires pour le phosphore étaient particulièrement ciblées, mais la réalisation d'un PAA était volontaire. La deuxième action visait à offrir du soutien financier aux agriculteurs, à travers une bonification du programme Prime-Vert, pour la mise en application de mesures de contrôle de la pollution diffuse identifiées dans le PAA. Seules les fermes ayant un PAA étaient, et sont toujours, éligibles à un financement de Prime-Vert.

Le PIAV a pris fin en 2017 et n'a pas été reconduit, puisque le gouvernement a soutenu que l'expertise concernant les algues bleu-vert était acquise et que la problématique était maintenant connue par la population (MELCC 2019). La fin de ce programme a également mené à une diminution considérable des efforts de suivi des lacs présentant des épisodes d'effloraisons de cyanobactéries. Un suivi régulier n'est effectué que s'il y a une manifestation extrême du phénomène, si le plan d'eau est utilisé pour des activités récréatives ou comme source d'eau potable ou si le plan d'eau fait l'objet d'une entente transfrontalière officielle (MELCC 2019). Un suivi peut aussi se faire, dans certains cas, si des citoyens font un signalement à la direction de la santé publique. La réduction considérable des efforts de suivi est regrettée par des chercheurs, dont Sébastien Sauvé qui croit que le manque de suivi favorise l'inaction dans la recherche et la mise en place de solutions au problème (Deshaies, 10 août 2020). D'autre part, il subsiste des zones d'ombre en ce qui concerne les connaissances par rapport aux approches de contrôle de la pollution diffuse qui influenceraient les effloraisons de cyanobactéries (Jarvie et coll. 2013, Withers et coll. 2014, Sharpley et coll. 2015).

La fin du PIAV a été suivie par le déploiement de la Stratégie québécoise de l'eau (2018-2030), dans laquelle le gouvernement du Québec propose plusieurs orientations afin de réduire la pollution de l'eau (MDDELCC 2018a). Cette stratégie repose en partie sur l'adoption de pratiques agroenvironnementales pour lesquelles les producteurs pourraient être dédommagés. Plus spécifiquement, le MAPAQ sera responsable de :

« Gérer des programmes d'aide financière et le développement de connaissances en productions végétales et animales et en agroenvironnement.

Soutenir activement les bonnes pratiques agroenvironnementales en matière de production animale et végétale, spécialement en ce qui concerne la gestion des fertilisants, la conservation des sols, la gestion de l'eau en champs et la gestion rationnelle et sécuritaire des pesticides. »  
(MDDELCC 2018a : 61)

C'est en quelque sorte une extension des actions volontaires qui étaient incluses dans le PIAV.

La gestion intégrée de l'eau implique de concilier les intérêts des différentes parties prenantes. En plus des intérêts des groupes humains, les considérations relatives à la santé des écosystèmes et à leurs fonctions devraient être prises en compte. Pour ce faire, le concept de services écosystémiques (SE), qui permet de faire le pont entre les fonctions des écosystèmes, le bien-être humain et les pratiques humaines qui influencent les écosystèmes, est très prometteur et porteur de sens. Il permet également d'explorer la question de l'arbitrage entre les demandes pour les SE, selon les points de vue de différents usagers.

### 2.3.1 La baie Missisquoi

Dans le bassin versant de la baie Missisquoi, par exemple, ceci implique de concilier les activités agricoles avec les objectifs de réduction du phosphore dans les plans d'eau. Ce bassin versant est caractérisé par une forte proportion de son territoire (34%) alloué aux activités agricoles, particulièrement dans la portion ouest (Chouinard 2015). La baie Missisquoi, la portion nord du lac Champlain, est d'ailleurs affectée de façon récurrente par des épisodes d'effloraisons de cyanobactéries (Chouinard 2015), et ce, depuis au moins 2004 (MDDELCC 2018b). Ce lac fait l'objet d'une entente transfrontalière pour le contrôle du phosphore entre les États du Vermont, de New York

et la province de Québec depuis 1988 (New England Interstate Water Pollution Control Commission (NEIWPCC) et coll. 2019). Une entente spécifique entre le Québec et l'État du Vermont, signée en 2002, précise que la réduction des apports en phosphore dans le bassin versant de la baie Missisquoi doit atteindre une cible de 97,2 tonnes métriques par an en 2016 et une concentration cible de 0,025mg/L de phosphore (NEIWPCC et coll. 2019). Cette cible est divisée entre le Québec et le Vermont, où la cible québécoise est de 38,9 tm/an (40%) (CICBM 2003 dans NEIWPCC et coll. 2019). À la fin de l'entente en 2016, la concentration moyenne de phosphore dans la baie Missisquoi était de 0,050 mg/L, malgré les efforts engagés de part et d'autre.

En 2019, un rapport a été remis à la Commission Mixte Internationale incluant notamment des recommandations visant à réduire les apports de phosphore dans la baie pour atteindre ses cibles (NEIWPCC et coll. 2019). L'OBV baie Missisquoi a contribué à la rédaction du rapport et propose plusieurs recommandations pour réduire les apports de phosphore de source diffuse. Parmi les recommandations prioritaires, on compte :

3. « Réduire l'utilisation de phosphore sur les terres du bassin versant de la baie Missisquoi.
  - b. Mettre en œuvre des pratiques de gestion et de conservation des sols qui réduisent le phosphore résiduel dans les sols, en particulier dans les zones sources critiques, et élaborer des protocoles de gestion durable à long terme de phosphore dans les sols.
  - d. Éliminer le risque inhérent à la réduction des apports de phosphore grâce à un programme de compensations financières pour les pertes de rendements potentiels.
4. Augmenter la proportion des cultures qui produisent moins au phosphore » (NEIWPCC et coll. 2019 : 68-69). Ceci implique de réduire la part des cultures annuelles (maïs et soja) et d'augmenter les cultures fourragères vivaces, les céréales à paille et les céréales printanières et automnales. Les auteurs du

rapport proposent en outre d'offrir des incitatifs financiers aux producteurs agricoles dans le bassin versant pour induire cette transition.

Dans un tel contexte, la question de la compensation peut être discutée en relation avec l'arbitrage entre les usages, les formes de compensations disponibles, l'estimation des montants accordés à la compensation et les critères de compensation. Bien que les différentes parties de cette thèse ne s'appliquent pas exclusivement au contexte de la baie Missisquoi, ce site a été au cœur de la collecte de données et de la réflexion afin d'ancrer les solutions proposées dans un contexte spécifique. Le site de la baie Missisquoi fait également l'objet d'une attention spécifique dans le cadre du projet ATRAPP (*Algal bloom Treatment, Risk Assessment, Prediction and Prevention through genomics*) dans lequel cette thèse s'inscrit.

### 2.3.2 Projet ATRAPP

Le projet ATRAPP, financé par Génome Québec et Genome Canada est chapeauté par l'Institut EDDEC (Environnement, Développement Durable et Économie Circulaire), a débuté en 2016 et se terminera en 2021. Il « (...) vise à permettre une meilleure compréhension des cyanobactéries, de leur identification, et des modes de propagation. » (Institut EDDEC 2020). Ce projet se décline en trois activités principales, dont la troisième vise à « (...) intégrer l'évaluation socio-économique des solutions proposées [dans le cadre des activités 1 et 2] à court et à long terme, afin d'obtenir un coût optimal de partage des stratégies au sein des communautés affectées par les épisodes de fleurs d'eau » de cyanobactéries (Institut EDDEC 2020). C'est dans cette activité que s'inscrit cette thèse.

La participation à ce projet de recherche m'a permis de faire des collaborations avec des étudiantes-chercheuses et avec des chercheurs et chercheuses établies, puis de présenter mes résultats de recherche dans plusieurs conférences et colloques nationaux et à internationaux.

## 2.4. Approches méthodologiques

Les approches méthodologiques sélectionnées dans le cadre de cette thèse servent à soutenir chacun des objectifs mentionnés à la Section 2.2.1. Dans un premier temps, l'analyse documentaire est utilisée dans l'Annexe A afin d'établir une partie du contexte dans lequel s'inscrivent les efforts de réduction de la pollution d'origine agricole. Dans un deuxième temps, un ensemble d'approches de valorisation économique des SE sont utilisées dans le cadre de l'Annexe B pour obtenir un portrait de l'offre potentielle de SE dans la région de Gatineau-Ottawa. Dans un troisième temps, la modélisation de choix est utilisée dans les Chapitres 3 et 4 afin d'offrir un portrait de différentes formes de demandes pour des SE de la part des usagers de l'eau (Chapitre 3) et des producteurs agricoles (Chapitre 4). Enfin, la modélisation multi-agents est utilisée dans le cadre du Chapitre 5 afin de d'intégrer des résultats issus des Chapitres 3 et 4 et de décrire les mécanismes par lesquels les agriculteurs adoptent des pratiques agro-environnementales et quels en sont les effets sur l'environnement.

La méthodologie employée dans chacun des chapitres est décrite dans ceux-ci, néanmoins les sections suivantes présentent ces méthodes avec de plus amples détails et des précisions qui ont été omises dans les chapitres.

### 2.4.1. Analyse documentaire

Dans le cadre l'Annexe A, l'analyse documentaire a été privilégiée afin de comprendre dans quel contexte s'insère la réflexion gouvernementale par rapport à la transition écologique, à la lutte contre les changements climatiques et à la perte de biodiversité, et ce, en comparaison avec la réflexion d'autres organismes. À cet effet, des publications gouvernementales ont été analysées, dont le Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques (Ministère des Transports de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports 2012), la Stratégie gouvernementale de développement durable (MDDELCC 2015) et le Plan directeur en transition, innovation et efficacité énergétique 2018-2023 (Gouvernement du Québec 2018a). De même, afin d'évaluer

l'implication des propositions dans le contexte agricole, la Politique Bioalimentaire 2018-2025 (MAPAQ 2018a) a également été analysée.

Considérant les pressions que subissent les agriculteurs par rapport aux prix des cultures et des intrants, le fait de savoir quelles sont les aspirations gouvernementales pour ce secteur dans le contexte de la transition donne une indication des priorités gouvernementales. À terme, ces priorités peuvent donner une indication aux agriculteurs de ce qui est attendu de leur part et du niveau de soutien qu'ils peuvent s'attendre à recevoir s'ils décident de changer leurs pratiques. Le prisme de la durabilité forte/faible a été utilisé afin de déterminer le type d'engagement favorisé par le gouvernement dans le contexte de la transition. La réalisation de cet objectif se limite à une description d'une partie du contexte dans lequel s'inscrivent les efforts de réduction des impacts des activités agricoles sur la qualité de l'eau et ne prétend pas apporter une contribution plus poussée à la littérature.

#### 2.4.2 Évaluation économique des SE par transfert de bénéfices

Dans le cadre de l'Annexe B, nous avons suivi la méthode de Troy et Wilson (2006) qui allie l'analyse cartographique à l'évaluation économique des SE. Dans un premier temps, nous avons fait une analyse spatiale du terrain à l'étude et nous avons classé les écosystèmes sur un gradient urbain-rural. Ensuite, nous avons identifié des SE fournis par les écosystèmes présents sur le territoire (13) et nous avons choisi une approche de valorisation économique pour ces SE.

D'un point de vue pratique, il existe plusieurs méthodes de valorisation des SE. Le choix d'une approche d'estimation de la valeur ne se fonde pas que sur les ressources disponibles, mais dépend aussi du type de service à évaluer et de la (ou des) dimension(s) de la valeur que nous voulons estimer. Le Tableau 2.6 présente des méthodes de valorisation des SE monétaires.

Tableau 2.6. Quelques méthodes utilisées pour estimer la valeur d'un service écosystémique ou de la biodiversité.

Méthodes		Description
<b>Valorisation monétaire</b>		
Prix de marché	Prix de marché	Analyse des biens et SE en fonction de leur valeur économique (actuelle et/ou en fonction de prédictions évolutives) achetés ou vendus sur le marché.
	Variation de production	Évalue les impacts sur les coûts ou les bénéfices d'un changement qualitatif ou quantitatif d'un SE à partir d'une fonction de production.
Basées sur les coûts	Dépenses de protection	Évalue l'impact sur la fonction de production d'un ménage de dépenses de protection visant à remédier à la détérioration d'un SE.
	Coûts de remplacement	Calcul du coût de remplacement d'un SE par des produits ou technologies alternatives.
Préférences révélées	Coûts de transport	Estimer la valeur d'un SE, souvent non-marchand, à partir des dépenses encourues pour se rendre à des lieux de récréation, par exemple.
	Prix hédonique	Évaluer la contribution d'une variation de SE sur le prix d'un bien sur le marché. Cette méthode est souvent utilisée dans le contexte immobilier, où la valeur additionnelle d'une résidence avec des arbres, par exemple, est estimée à partir de la variation du prix par rapport à une autre résidence comparable, toute chose étant égale par ailleurs.
Préférences exprimées	Évaluation de contingence	Estimation de la valeur d'un SE à partir de la volonté à payer (VAP) ou de la volonté à recevoir (VAR), sur la base d'un scénario donné. La question sur la VAP ou la VAR peut être ouverte ou fermée (avec ou sans question de suivi).
	Modélisation de choix (ou méthode multi-attributs)	Estimation de la valeur d'un SE à partir de la volonté à payer (VAP) ou de la volonté à recevoir (VAR), sur la base de scénarios composés d'attributs.
Transfert de bénéfices	Transfert de résultats	Utiliser les résultats sur la valeur des SE d'un site analysé à un site cible (Rosenberger et Loomis, 2001). Ce transfert de valeur doit se faire selon certaines balises, notamment en ce qui concerne la concordance entre les sites : ceux-ci doivent être

<b>Méthodes</b>		<b>Description</b>
		similaires d'un point de vue écologique et socio-économique.
	Transfert de fonctions	À partir d'une fonction de surplus ou de demande, transférer la valeur d'une ou de plusieurs études à partir de la relation entre la valeur et les variables qui influencent significativement cette valeur.

Sources : Valorisation monétaire : Dupras et coll. 2013

Compte tenu des ressources disponibles dans le cadre de ce projet et du nombre de SE à valoriser, nous avons sélectionné des méthodes issues des prix de marché, le transfert de bénéfices avec ajustement et le transfert de bénéfices avec méta-analyse. Les techniques précises utilisées pour la valorisation économique des SE sont présentées en détails dans le Chapitre 4.

Le terrain à l'étude de ce chapitre représente les terrains gérés par la Commission de la Capitale Nationale à Gatineau et à Ottawa. Nous nous éloignons ici du cœur de la problématique de cette thèse, soit celle de l'interface agriculture-qualité de l'eau. Néanmoins, l'utilisation de cette méthode permet de démontrer l'offre plurielle de SE pour une région donnée. De plus, la méthode de transfert des bénéfices permet de démontrer quel est l'état des connaissances par rapport aux valeurs des SE par catégorie d'écosystème, incluant les terres agricoles et les milieux aquatiques.

#### 2.4.3 Modélisation de choix

La méthode de la modélisation de choix est une approche de valorisation économique développée dans les années 1980, principalement pour le marketing (Louviere et Woodworth 1983, Dachary-Bernard 2004). Elle se fonde en partie sur la théorie de la consommation où le consommateur est un agent rationnel qui cherche à maximiser son utilité sous contrainte budgétaire (Dachary-Bernard 2004). L'utilisation de cette méthode dans le contexte de la valorisation économique pour la gestion environnementale a été initiée par Adamowicz et coll. (1994) (Dachary-Bernard 2004).

La modélisation de choix, issue des méthodes des préférences exprimées, permet d'obtenir une valeur de volonté à payer ou à recevoir à partir de la théorie de l'utilité aléatoire (Thurnstone 1927; McFadden 1974). Cette théorie suppose que, lors de la prise en compte de plusieurs options, le consommateur va choisir celle qui maximisera son utilité, mais que l'utilité sera en partie aléatoire. Toutefois, ce ne sont pas les préférences du consommateur qui sont aléatoires. La part aléatoire de l'utilité est plutôt liée à un manque d'informations que possède le chercheur par rapport aux préférences du consommateur ou par rapport aux caractéristiques des alternatives prises en compte par le consommateur. D'autre part, la modélisation de choix repose sur la théorie de Lancaster (Dachary-Bernard 2004). Contrairement aux approches traditionnelles de mesure de l'utilité pour un bien, cette théorie s'intéresse à l'utilité que les individus retirent des attributs du bien et non du bien lui-même. L'approche de modélisation de choix permet donc de prendre en compte les changements multidimensionnels pour un bien (Dachary-Bernard 2004).

Cette approche est utilisée dans le cadre d'un questionnaire et implique des choix répétés. Le renouvellement des expériences de choix permet notamment de se rapprocher des préférences réelles des individus (Dachary-Bernard 2004). Toutefois, la réalisation de choix répétés et la prise en compte à chaque fois de plusieurs attributs dont les niveaux varient pour chacun des scénarios proposés peuvent en faire une tâche complexe pour les répondants (Bennett et Blamey 2001, dans Dachary-Bernard 2004).

Cette méthode peut être utilisée pour estimer la volonté à payer (VAP) ou la volonté à recevoir (VAR) des individus. Pour une même problématique et pour les mêmes agents rencontrés, la théorie économique veut que le montant énoncé pour la VAP (montant offert pour éviter la perte d'un SE ou un bien) et pour la VAR (montant reçu qui compense la perte d'un SE ou un bien) soit le même. Toutefois, de nombreuses études ont démontré que, dans les faits, le choix de la VAP ou de la VAR influence le montant obtenu (Bishop and Heberlein 1979, Knetsch and Sinden 1984, dans Dachary-Bernard

2004, Boardman et coll. 2011; Johansson-Stenman et Svedsäter 2012) et que, souvent, les valeurs obtenues pour la VAR sont beaucoup plus grandes que celles pour la VAP (OECD 2018).

Le choix du véhicule (VAP ou VAR) par lequel on estime la valeur d'un service ou d'un bien repose généralement sur le concept de propriété privée. Du point de vue de la valorisation, il faudrait demander à une personne ayant un contrôle sur l'accès ou la quantité d'un bien public quel est son consentement à recevoir pour qu'il accepte une restriction ou une levée de son droit de propriété (Boardman et coll. 2011). La VAP, elle, est utilisée pour estimer l'importance d'un bien public pour une personne qui a accès, ou voudrait un plus grand accès, à un bien public. Si l'on prend l'exemple d'une politique visant à améliorer la qualité de l'eau, il serait possible de demander à des citoyens quelle serait leur VAP pour financer des politiques visant à améliorer la qualité de l'eau. Il serait également possible de demander à des agriculteurs quelle serait leur VAR pour qu'une partie de leurs terres soient mises hors culture afin de créer une bande riveraine visant à améliorer la qualité de l'eau. L'utilisation de ces deux véhicules est, dans cet exemple, complémentaire. Dans la pratique, il est plus courant d'utiliser le véhicule de la VAP (Boardman et coll. 2011).

#### 2.4.3.1 Étapes de conception de la modélisation de choix

Le processus de création d'un exercice de modélisation de choix se traduit en 6 étapes (Hanley et coll. 2001, dans Dachary-Bernard 2004). La première est la sélection des attributs. Ceux-ci doivent permettre de représenter le bien ou la politique pour laquelle nous voulons obtenir une valeur de volonté à payer ou à recevoir. Cette sélection se fait généralement à l'aide d'une revue de la littérature, de groupes tests et en consultant des experts. La deuxième étape est la détermination des niveaux des attributs, qui est aussi validée par des groupes tests, une revue de la littérature et une consultation avec les experts. Les niveaux doivent être vraisemblables, réalistes et être suffisamment distinct pour éviter un recoupage.

La troisième étape est le choix du plan d'expérience, où la méthode utilisée pour combiner les niveaux d'attributs en scénarios est sélectionnée. Dans cette thèse, nous avons utilisé le processus de génération fractionnel. La quatrième étape est la construction des ensembles de choix. Ceux-ci doivent notamment être réalistes et balancés, dans le sens où aucun des scénarios ne peut être significativement meilleur qu'un autre. À cette étape, il est possible de regrouper certains scénarios en blocs de choix afin de limiter le nombre de choix répétés faits par les répondants. Ceci permet de limiter la fatigue du répondant.

À la cinquième étape, il faut faire un choix concernant la mesure des préférences, où le répondant sera invité à classer les choix en ordre ou à faire un choix parmi les scénarios présentés. Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi la deuxième option. Finalement, la sixième étape implique de sélectionner une approche d'analyse des données et d'estimation de la valeur des coefficients et de la volonté à payer ou à recevoir.

En plus de ces différentes étapes, il est nécessaire de construire un questionnaire dans lequel sera inséré l'exercice de modélisation de choix. Les consignes suivantes ont été énoncées plus spécifiquement par rapport à la méthode d'évaluation de contingence, mais puisque celle-ci est aussi une approche des préférences révélées, les consignes sont tout de même pertinentes. Par rapport à cet exercice, il est préférable que les répondants sélectionnés soient des individus concernés par le bien ou la politique envisagée. Ceci permet entre autres de prendre en compte l'opinion d'individus qui ont des préférences définies. La mise en contexte de l'exercice doit permettre d'établir clairement quel est l'actif naturel à évaluer. En plus de ces considérations, le questionnaire devrait inclure plusieurs questions afin d'établir le profil socio-économique et démographique des répondants. Ces informations pourraient être utiles lors de l'analyse des données pour améliorer la qualité du modèle.

#### 2.4.4 Modélisation multiagents

La modélisation multi-agents est une méthode d'analyse des problèmes complexes. Elle permet plus particulièrement d'explorer des phénomènes émergents globaux ou systémiques à partir des comportements des composantes d'un système et de leurs relations. En tant que modèle, cette méthode cherche à élaborer des abstractions plus ou moins complexes du monde réel. Le niveau de complexité atteint doit être conséquent avec l'objectif de l'analyse. De plus, les dynamiques contenues dans un modèle doivent émerger de règles simples qui caractérisent le comportement des agents et de leurs interactions. Ces dynamiques ne doivent pas être imposées, puisque c'est ce qu'on cherche à analyser. La terminologie utilisée pour nommer les modèles multi-agents varie selon la discipline. Lorsque la modélisation multi-agents est utilisée dans un contexte écologique, on parle de « *Individual-based modeling* », pour les analyses sociales on parle de « *Agent-based modeling* » et pour les applications informatiques et d'intelligence artificielle, on utilise plutôt le terme « *Multiagent modeling* ».

Plusieurs concepts sont utiles afin de bien comprendre la modélisation multi-agents, soit celui des systèmes complexes et de l'émergence. Les systèmes complexes, souvent l'objet d'étude des modèles multi-agents, peuvent être définis comme un ensemble de composantes sociales et écologiques qui interagissent de façon dynamique, non-linéaire, et ce, à des échelles variées, tant au niveau spatial et temporel que hiérarchique (Parrott et Quinn 2016). Le concept d'émergence est l'objet d'analyse principal de la modélisation multi-agents, bien que certains modèles n'en rendent pas compte explicitement (Kremmydas et coll. 2018). Dans ces cas, il faut se demander si cette approche est appropriée pour le sujet en question. Les phénomènes d'émergence surviennent lorsque les interactions d'un ensemble d'entités, dont les états sont décrits par une théorie, produisent un phénomène au niveau global et qu'il y a une reconnaissance de ce phénomène, soit par un observateur externe au système (émergence faible) ou par les entités du système elles-mêmes (émergence forte). L'observation de phénomènes émergents peut permettre d'identifier les leviers et les

blocages dans un système, soit les éléments qui peuvent induire des changements d'états.

L'étude des systèmes complexes est possible en utilisant d'autres approches que la modélisation multi-agents, mais celles-ci sont ancrées dans différents besoins analytiques. L'utilisation d'équations différentielles, par exemple, permet d'analyser des systèmes et phénomènes complexes en faisant des abstractions mathématiques. L'étude des dynamiques de systèmes (*systems dynamics*) s'attardent plutôt aux stocks et aux flux de ressources. Cette approche est utilisée en écologie, mais aussi pour l'étude des échanges commerciaux, ou plus largement, pour l'étude des comportements de cause à effet. Les analyses de réseaux permettent d'analyser les comportements de diffusion alors que la théorie des jeux étudie les comportements et raisonnements stratégiques. Il est possible d'intégrer l'une ou plusieurs de ces approches dans un modèle multi-agents, mais la spécificité de cette méthode est l'étude des comportements et des interactions. Plus particulièrement, la modélisation multi-agents est appropriée comme outil d'analyse lorsque le système contient un nombre intermédiaire d'agents (ni trop faible, ni trop élevé), lorsque l'environnement avec lequel les agents interagissent est riche, lorsque les agents sont hétérogènes, lorsque les agents interagissent localement et lorsque les agents peuvent adapter leurs comportements. Le passage du temps est aussi un élément essentiel pour les simulations. La possibilité de prendre en compte l'hétérogénéité des agents permet d'aller plus loin que la théorie des jeux, puisque cette approche est très codifiée et présuppose que les agents adoptent la perspective de l'humain rationnel.

#### 2.4.4.1 Étapes de la conception de la modélisation

Le cycle de la modélisation multi-agents commence par la formulation d'une question et la définition d'un objectif. Cette étape est cruciale, puisque le choix d'un objectif affecte le cadre d'un modèle, son analyse et sa validation subséquente. Elle influence aussi la quantité d'information qu'il est nécessaire et utile d'inclure dans le modèle (Schlüter et coll. 2019). Les modèles qui portent sur des savoirs généraux et des

théories requièrent peu de données, mais les modèles qui portent sur des études de cas, dont l'objectif est l'élaboration de politiques ou qui cherchent à générer une compréhension commune d'enjeux ou à permettre l'action collective sont plus voraces. Il existe sept objectifs principaux en modélisation, selon Edmonds et coll. (2019), soit la prédiction, l'explication, la description, l'exposition théorique, l'illustration (démontrer un phénomène), l'analogie et l'apprentissage social. La prédiction, l'explication et la description nécessiteront plus de données. Toutefois, même dans ces cas, un excès de données peut devenir nuisible en limitant la compréhension du phénomène, en augmentant le temps de simulation et en rendant le processus de reproduction plus difficile. Dans tous les cas, il est utile de suivre le principe de parcimonie et de n'ajouter des paramètres que dans la mesure où leur utilité marginale est croissante et contribue à la compréhension.

Après la formulation de la question, il faut assembler les hypothèses qui permettront de définir les comportements des agents. Ensuite, il faut choisir la structure du modèle, l'implanter, en faire l'analyse, puis en communiquer les résultats. Ce processus est itératif. Donc, à toutes les étapes du cycle, une réévaluation des étapes antérieures au regard des résultats obtenus est possible et souvent souhaitable.

Avant l'étape de l'implantation, il est nécessaire de construire le modèle, dans un premier temps de façon schématique (« *unified modeling language – UML* ») ou textuelle (« *Overview, Design, Details – ODD* ») (Grimm et coll. 2006, 2010, Müller et coll. 2013). Cette étape permet de bien définir les composantes du modèle et les interactions entre les celles-ci. Elle permet aussi de comprendre et d'organiser la structure nécessaire pour la mise en œuvre de la modélisation, et ce, avant de commencer la programmation. Cela peut permettre de définir et d'affiner les différentes opérations et de valider les hypothèses concernant les agents et les composantes du modèle. Une fois le modèle terminé, il est recommandé de partager les UML ou l'ODD (ODD + D pour les modèles en sciences sociales) afin de faciliter la validation du modèle lors de la publication.

#### 2.4.4.2 Construire le modèle: Le choix de la plateforme

Il est possible de faire de la modélisation multi-agents sans plateforme, mais cette approche requière de très bonnes capacités de programmation et beaucoup de temps. Bien que l'utilisation d'une plateforme n'exclue pas de faire du codage, celui-ci est grandement facilité. De plus, les plateformes possèdent des interfaces interactives qui facilitent la visualisation des simulations. Plusieurs d'entre elles ont aussi une communauté de développeurs et d'utilisateurs, ce qui facilite l'apprentissage, de même que l'accès à de la documentation et à une bibliothèque de modèles. Plusieurs plateformes en libre accès sont disponibles, dont Cormas, Gama et NetLogo. Le Tableau 2.7 présente les caractéristiques de celles-ci.

Tableau 2.7. Distinctions et caractéristiques de trois plateformes en libre accès.

	Cormas	GAMA	NetLogo
Libre accès ?	Oui	Oui	Oui
Communauté de pratique	Petite	Moyenne – en développement	Grande
Langage de programmation	SmallTalk (orienté-objet)	GAML	Logo
Spécificité	Modélisation participative, gestion commune des ressources naturelles	Visualisation de la modélisation. Architecture BDI pour la prise de décisions	Facile à apprendre et possibilité de développer des modèles très complexes
Utilisation de données SIG?	Non	Oui (raster)	Oui (raster)
Possibilité de faire de la modélisation participative?	Oui	Oui	Oui (HubNet)

#### 2.4.4.3 Intérêt de la méthode dans le contexte de l'agroenvironnement

Dans le contexte de cette thèse, la modélisation multi-agents est intéressante à plusieurs égards. Tout d'abord, elle permet d'explorer différents modèles de la prise de décision au niveau des agriculteurs, mais aussi des citoyens. Elle permet de prendre en compte des modèles de diffusion de l'information, par rapport aux réseaux des agriculteurs et

aux réseaux en environnement. Elle permet aussi d'intégrer des données SIG, afin de définir plus précisément (lorsque nécessaire) l'environnement spatial avec lequel les agents peuvent interagir. Plusieurs études ont eu recours à la modélisation multi-agents pour analyser les enjeux et le contexte agricole.

## CHAPITRE 3

### UNDERSTANDING THE PREFERENCES OF WATER USERS IN A CONTEXT OF CYANOBACTERIAL BLOOMS IN QUEBEC

Publié dans Journal of Environmental Management :

L'Ecuyer-Sauvageau, C., Kermagoret, C., Dupras, J., He, J., Leroux, J., Schinck, M.-P., & Poder, T. G. (2019). Understanding the preferences of water users in a context of cyanobacterial blooms in Quebec. *Journal of Environmental Management*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109271>

Ce chapitre s'inscrit dans le cadre du projet de recherche ATRAPP. Jérôme Dupras et Justin Leroux ont orienté et encadré l'analyse. Marie-Pier Schinck et moi avons élaboré le questionnaire et avons effectué la collecte de données. Charlène Kermagoret, Jie He et Thomas G. Poder ont participé à l'élaboration du projet. J'ai rédigé l'article et tous les co-auteur.e.s ont contribué à la révision de l'article.

#### 3.1. Introduction

Eutrophication is a naturally occurring phenomenon that has increased in magnitude through anthropogenic practices and climate changes (Wolf and Klaiber 2017). One of the main symptoms of eutrophication is cyanobacterial blooms which are occurring worldwide (Hernandez-Prieto et al. 2014). Ecological effects of eutrophication in waterbodies include increased vegetal biomass and oxygen depletion, leading to changes in food web structures, ecological habitats, and in communities of species (Pinay et al. 2017). They can also include the proliferation of cyanobacteria and the release of cyanotoxins. Socio-economic effects involve human diseases caused by the release of cyanotoxins, the restriction of recreational activities, foul smell, changes in

water colour and texture, all affecting individual well-being. An anthropologic study (Dubé 2012) carried out among riparian areas of three water bodies in Quebec outlined the fact that cyanobacterial blooms are a source of disgust or disutility for many individuals. Furthermore, some people who had direct contact with cyanobacteria have been so disgusted that they stopped going into lakes at all (Dubé 2012). This could be considered to be anecdotal evidence, but it highlights the real issue of the impacts of cyanobacterial blooms on the well-being of recreationists, residents living near waterbodies, and on the recreotourism industry. Lake and river ecosystems are largely regulated at the watershed level (Bedient et al. 2013) and, in this somewhat closed ecosystem-management unit, water is a public good. Although access of individuals to waterbodies can be restricted by regulation or privatization of shorelines, water itself moves freely. Thus, contaminants can be brought in waterbodies from different sections of the watershed, following its hydrogeochemical structure (Bedient et al. 2013). Excess phosphorus, an important element causing cyanobacterial blooms in lakes, comes mainly from non-point sources like agricultural practices, municipal waste, and erosion from roads and construction sites (Anderson et al. 2002). Phosphorus also has the property of remaining in soils and sediments for decades, and it is thus bio-available for a long period (Reed-Anderson et al. 2000). In this context, a complete halt to the use of phosphorus in fertilizers, and pesticides will not completely stop blooms right away (Sattari et al. 2012, Sharpley et al. 2013). Despite this situation, a change in practices, through stricter regulations or incentives, will likely be the most effective method to eliminate the issue in the long run (Chouinard and Bérubé 2015).

The main objective of this research is to assess the willingness to pay (WTP) of recreationists and people living near waterbodies in southern Quebec, Canada, who have experienced episodes of cyanobacterial blooms, for management measures to reduce or eliminate the problem. A second objective was to understand how the cyanobacterial bloom's effects on ecosystem services (i.e., degraded landscape, foul smell, restricted recreational activities and altered ecological health) affect preferences

and derived utility. To this end, a choice experiment method is used, as it can take into account the multidimensionality of the evaluated goods and can provide useful outputs for future public policies (Dachary-Bernard and Rambonilaza, 2012).

In this research, we focus on the human-centred concept of ecosystem services (ES), because it highlights the relationship between ecosystems and human well-being. ES are defined in the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) as the contribution of ecosystems to human well-being, and are divided into four categories: supporting services, provisioning services, regulating services, and cultural services. Cultural ecosystem services (CES) include intangible services that are sometimes difficult to measure quantitatively, but that are essential to human well-being. Fish et al. (2016) define CES as “the contribution ecosystems make to human well-being in terms of the identities they help frame, the experiences they help enable and the capabilities they help equip (: 212).” This definition of CES includes strictly defined ES and the context within which they are experienced (Pereira et al. 2005; Chan et al. 2012; Kenter et al. 2015; Diaz et al. 2015; Fish et al. 2016). The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) has classified them in five groups: “Physical and experiential interactions with natural abiotic components of the environment”; “Intellectual and representative interactions with abiotic components of the natural environment”; “Spiritual, symbolic and other interactions with the abiotic components of the natural environment”; “Other biotic characteristics that have a non-use value”; “Other characteristics of living systems that have cultural significance”. More concrete examples of CES given by CICES in these groups are nature-based recreation, eco-tourism, knowledge about the nature and environmental management, local identify, artistic inspiration, mental and moral well-being (CICES V5.1). Among them, “nature-based recreation” is the one used most often to estimate quantitatively CES, but its value doesn’t capture the array of values that waterbodies represent for individuals. This is why this research includes different CES, including recreation, as attributes in

the choice experiment. The use of these attributes will provide more insight into the relative importance of ES to individual utility when eliciting WTP.

Individual utility is one form of valuation. The concept of values, as described by Kenter et al. (2015), includes transcendental values, associated with ethics and cultural norms, contextual values, associated with attitudes and preferences, and value indicators (: 89). In this research, we want to measure willingness to pay as an indicator of contextual (individual) values. As a complement, the information gathered as part of the survey can hint at what attitudes, preferences and values drive respondent pro-environmental behavior. Stern et al. (1999) distinguish between different types of public support for environmental and social movements, including activist support, and three types of non-activist support. These include low-commitment active citizenship, acceptance of policies that require material sacrifices, and changes in behavior in the personal or private sphere (: 82). The Value-Belief-Norms theory described in Stern et al. (1999), suggests that different values (altruistic, egoistic, traditional and openness to change), combined with an awareness of the consequences of a problem, ascription of responsibility and pro-environmental personal norms lead to different forms of support for environmental movements. Using the work of Stern et al. (1999), de Groot and Steg (2008) describe a value instrument to understand the propensity of individuals to adopt pro-environmental behavior that focuses on egoistic (social power, wealth, authority, influence), altruistic (equality, world peace, social justice, welfare of others) and biospheric values (preventing pollution, respect the earth, unity with nature, protect the environment). The biospheric value was added in de Groot and Steg's (2008) list of value orientations as a stand-alone element, even though it was included in Stern's et al. (1999) category of altruistic values ("Preventing pollution, conserving natural resources; Unity with nature, fitting into nature: 95"). In any case, understanding what values lead to pro-environmental behavior, either active or passive, in a population could be useful to design and publicize policy instruments efficiently.

Social acceptability of policy measures in a population can be assessed using the input of citizens. The evaluation of proposed policy measures is possible, in part, through the monetary valuation of ES. The use of monetary value for ES in public and private decision-making has been limited in the past (Laurans et al. 2013; Dupras et al., 2015, 2016; Kermagoret and Dupras, 2018), but there is increasing avenues for its use, including for ecosystem-wide planning, as well as for strategic and regional planning (Chichilnisky and Heal, 1998; Compton et al. 2011; Tammi et al. 2017). The literature investigating preferences for water quality improvement in a context of algal bloom assesses direct and indirect impacts to population groups. The measure of impacts is carried out using revealed preference methods and stated preference methods. Revealed preference methods, such as damage cost, hedonic pricing and travel cost, rely on data from real markets to estimate benefits associated to recreation and water quality (Kosenius 2010). They have been used, for example, to measure the impacts of algal blooms on the fishing industry (Beville et al. 2012, Wolf et al. 2017), on property value (e.g. Wolf and Klaiber 2017), and on tourism (e.g. Palm-Forster et al. 2016a). Stated preference methods, such as contingent valuation and choice experiment, rely on surveys to obtain information on preferences for which market data is not available. Contingent valuation studies have measured WTP in relation to the risk posed by cyanobacteria to human health (Tyler et al. 2009, Hunter et al. 2012) and in relation to nutrient reduction to improve water quality (e.g. Atkins et al. 2007, Nelson et al. 2015). The advantage of the choice experiment over the contingent valuation is its ability to allow for an understanding of preference ordering (Dachary-Bernard and Rambonilaza 2012, He et al. 2017). Studies using the choice experiment approach are abundant in the literature, but the ones that also consider water quality are more limited. In the literature we found, only one study was performed in the premises of our study area of Lake Champlain (Smyth et al. 2009), but it did not include the computation of WTP and focused on management approaches for Lake Champlain instead of looking at preferences in terms of ES. Some studies concentrated on the preferences of specific groups of recreational users, such as recreational anglers (Beville et al. 2012, Zhang

and Sohngen 2018). Finally, studies have estimated the general public's preferences for water quality attributes, through nutrient reduction policies, usually as part of the Water Framework Directive's implementation in Europe (Kosenius 2010, Taylor and Longo 2010, Ahtiainen et al. 2015). In these studies, all of the attributes selected in the choice experiments were visibility of sea bottom, presence of slime, the number and variety of fish species, the length of algal blooms (in days or weeks), and the congestion at the beach. Considering the limited number of studies on the preferences for water quality improvement through nutrient reduction, especially in Canada, our interest in obtaining WTP values and preferences ordering to inform public policy, and the emphasis of this study on CES, this research is well founded.

In the upcoming sections, we will describe the methodology employed to carry out the choice experiment and perform the analysis of the results (Section 3.2). Section 3.3 will include results, and Section 3.4 will include a discussion of the results in the light of other studies, and present the main advantages and disadvantages of the chosen approach. Finally, Section 3.5 will conclude.

## 3.2. Materials and Methods

### 3.2.1. Study area

In 1996, cyanobacteria have started to become an emerging preoccupation for the province of Quebec's government and, in 1999, signalling of cyanobacterial blooms have started to be reported to the government (Robert et al. 2004). Drinking water sampling started in 2001 (Robert et al. 2004). In the province of Quebec, cyanobacterial blooms have been occurring below the 53rd parallel (city of Fermont), as shown in Figure 3.1. Each dot of Figure 3.1 represents a waterbody that has been affected by a bloom since 2004 (MDDELCC 2018b). The main cause of this symptom of anthropic eutrophication is an over enrichment of nutrients (mostly phosphorus and nitrogen) in water bodies from diverse sources, such as agriculture, inadequate sewage installations,

unpaved roads, forestry activities, and activities that contribute to erosion (GRIL 2007). As of 2015, almost 500 lakes in the province had been affected by a cyanobacterial bloom (MDDELCC 2018b).

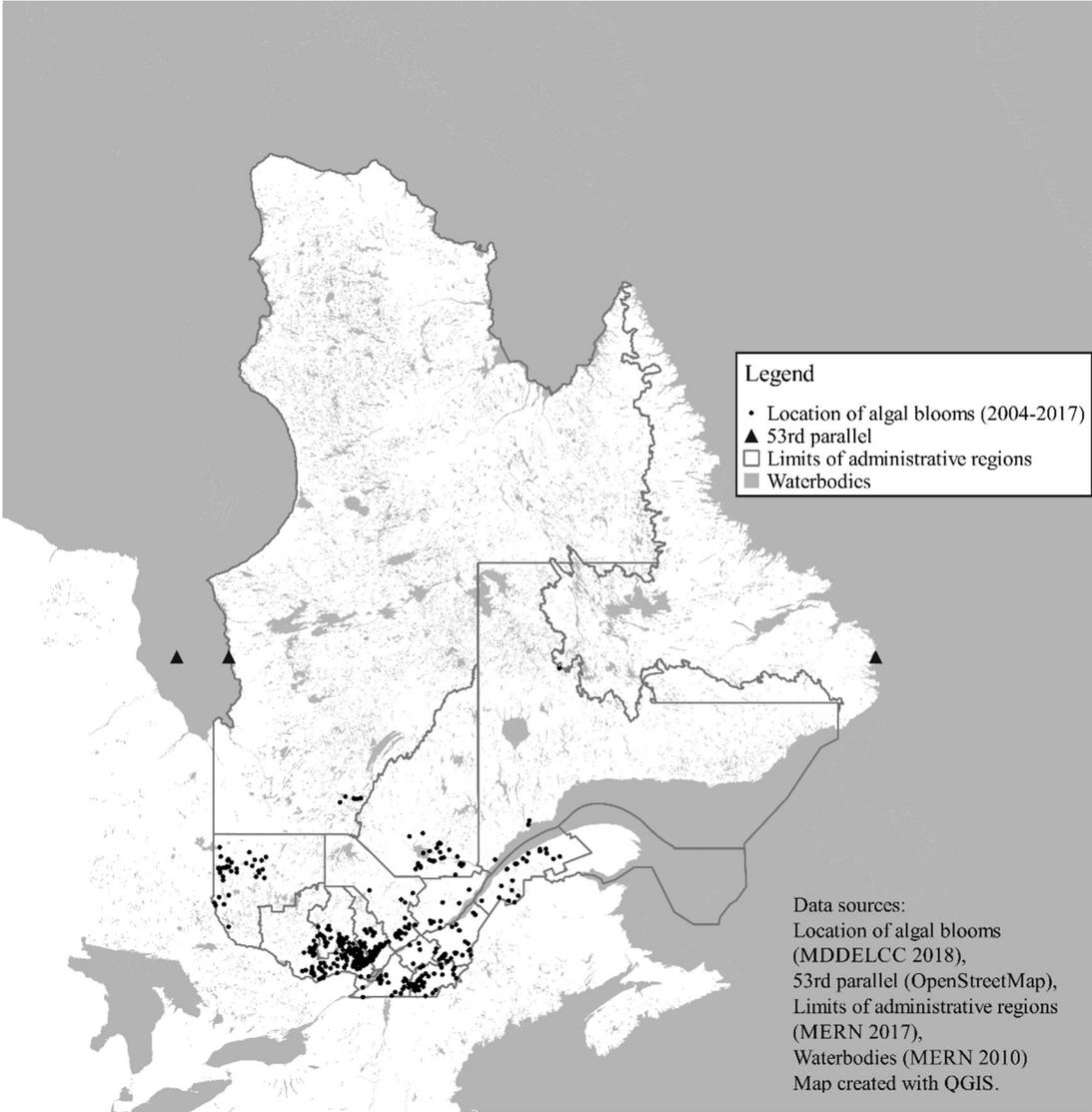
A recent study carried out in the province of Quebec (Chaire de tourisme Transat 2017) shows that 8.8% of Quebec population have practiced canoeing and kayaking activities and that 2.9% have practiced sailing and wind sports at least once in the period of 2016-2017. This study also shows that elements influencing the choice of location to perform these recreational activities are mainly the beauty of the landscape and accessibility. In the case of sailing and wind sports, the preferred sites for conducting these activities included Lake Champlain, the Saint-Lawrence River, the Lake of Two Mountains (lacs des Deux Montagnes), Lake St-François and Lake Memphrémagog (Chaire de tourisme Transat 2017). In addition, a 2012 survey indicated that there were 711,610 recreational fishers in the province (Daigle / Saire 2013). Looking at private residences, properties located near leisure area, with access to water and with views on natural environments were sold mainly in the Laurentides region (40%), in Lanaudière (17%), in Montérégie (13%), in Estrie (11%) and in Outaouais (10%) in 2014 (FCIQ 2014).

The Missisquoi Bay, a large cross-border incursion of the northern part of Lake Champlain located in part in the State of Vermont (United States), has the longest history of cyanobacterial blooms in the province of Quebec. Agricultural lands in its watershed, mainly large-scale cultures and dairy farming, take up 34% of the land area in the Canadian floodplain, and forested areas take up 58% (Chouinard 2015). The watershed is mainly rural, with urban areas taking up only 1% of the land area. Each year, cyanobacterial blooms occur in July/August/September, but the exact start of the blooms can vary (Bowling et al. 2015).

Non-point sources of phosphorus are largely responsible for anthropic eutrophication and the resulting cyanobacterial blooms. From a Canadian perspective, the control of these sources of nutrients to improve water quality is limited in the current Quebec

legislative framework when it comes to defining norms to reduce concentrations of phosphorus and nitrogen in waterbodies (Tabaichount et al. 2019). Although the control of these nutrients at the source could improve water quality in the long term (Chouinard and Bérubé 2015), short-term solutions, such as improving detection (to reduce risk to health), applying chemicals in water bodies or mechanically harvesting algae and cyanobacteria, can affect targeted aspects (ES) of the lake experience (EXXEP 2004; Schindler and Vallentyne 2008).

Figure 3.1. Occurrences of cyanobacterial blooms in Quebec from 2004 to 2017.



### 3.2.2 Choice Experiment

The choice experiment approach, selected as part of this study, is one of the stated preferences methods, available in the ES valuation toolbox (Dupras et Revéret 2015).

This method, compared to other stated preferences methods, such as contingent valuation, allows for a better understanding of the various elements (i.e., attributes) being valued (Lienhoop et Völker 2016). In practice, it implies describing ES and the cost as attributes and their specifying levels (Hanley et al. 2002). Then alternatives/scenarios are developed as a function of the attributes and their levels in a random design, so that we can observe the trade-offs that are made by respondents when choosing a scenario. Respondents are then presented with a limited number of scenarios, along with a Status Quo option, they are asked to choose their favourite option. The trade-off is made between the improved level of attributes and the cost, allowing respondents to decide the level of satisfaction they have for each scenario, then the best scenario can be identified.

### 3.2.3 Survey Development

A questionnaire composed of three sections was developed: in Section one we wanted to determine the level of knowledge of respondents on the issue of cyanobacteria. Section two focused on recreational habits of respondents and on the choice experiment. Finally, Section three included socio-economic and attitudinal questions. The attributes for the choice experiment were chosen based on a literature review (Bennett et al. 2008, Smyth et al. 2009, Marsh and Baskaran, 2009, Taylor and Longo 2010, Dubé, 2012, Marsh 2012, Ahtiainen et al. 2015, Larue et al. 2017) and on contextual studies on the issue of cyanobacterial blooms in the Missisquoi Bay (EXXEP 2004, Marsden and Langdon 2012, Blais 2015, Chouinard 2015). The selection of attributes was also informed by a meeting with an expert from the Missisquoi Bay watershed organization (OBV BM) and by two focus groups with experts on the issue of cyanobacterial blooms. The focus groups also contributed to the validation of the survey's content. The questionnaire was pre-tested with groups of individuals from diverse backgrounds, especially to clarify language and evaluate the

comprehension of questions and choice cards. The survey took about 15 to 20 minutes to complete.

As part of the choice experiment section, each respondent was presented with five choice cards that each included a choice A, a choice B and an option that represented the Status Quo. To limit the hypothetical bias, where respondents could possibly over or under state their WTP due to an incomplete grasp of the situation presented, we explained the overall scenario so that it seemed credible. We also reinforced the notion that there was no good or bad answers so that respondents would feel more at ease. Among each choice set, a status quo option was available. In the choice cards, the Status Quo option represented the deterioration of the waterbodies in absence of measures to control nutrients.

Overall, there were three (3) blocks of scenarios which were divided into five (5) choice sets, each presenting three (3) options including the Status Quo. The scenarios were generated randomly, using SAS software, based on the five attributes and corresponding levels described in Table 3.1. Initially, the software generated 18 options (6 scenarios per block) with an overall D-efficiency of 1.80 and a D-error of 0.55. However, in each block, there was at least one dominating scenario. Given that we wanted balanced options, one scenario was removed from each block, that's why we ended up with five alternatives per block (3), with a D-efficiency of 1.46, and a D-error of 0.69. In Table 3.1, the attribute levels with a star represent the ones that were used to generate the Status Quo option. The \$0 option was strictly limited to the Status Quo option.

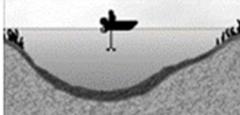
Table 3.1. Attributes and levels.

Attribute	Description	Attribute levels		
		Level 1: current degradation	Level 2: slight improvement	Level 3: great improvement
Visual aspect	Visual aspect of the water body (water clarity)	Opaque water*	Troubled water	Clear water
Recreational activities	Activities that are not recommended on water bodies because of their risk to health.	All activities*	Swimming	None
Odour	Smell coming from the water body.	Garbage*	Cut grass	None
Ecological health (Eco Health)	Level of mortality of native flora and fauna, including fish species (qualitative levels)	Bad*	Intermediate	Good
Cost	Annual increase in municipal tax (amount collected and spent at the watershed level)	\$0** \$15 \$30 \$50 \$75 \$100 \$200		

Note: Attributes with a ‘\*’ were used to define the Status Quo option, and the attribute with a ‘\*\*’ was strictly used for the Status Quo option.

The question asked to respondents as part of the choice experiment was the following: “blue-green algal blooms occur each year in many lakes in the south of Quebec. Solutions are considered to reduce or eliminate the negative impacts of these blooms, but the implementation of these solutions come at a cost. This cost would be borne by residents of the watershed and gathered through a municipal tax. For tenants, the cost would be added to their monthly rent. The money thus gathered would be spent according to watershed management priorities as set out by watershed organizations, municipalities, regional management units (MRC — *Municipalités régionales de comtés*), and other stakeholders.” Figure 3.2 showcases an example of a choice card presented to participants as part of the choice experiment. In this study, respondents were asked to choose their preferred option for each choice card.

Figure 3.2. Example of a choice set (original choice sets were in French Canadian).

	Characteristics	Option A	Option B	Status quo
1	Visual aspect	 Opaque water	 Troubled water	 Opaque water
2	Recreational activities that pose a risk to human health	 All	 None	 All
3	Smell coming from waterbody	None	Garbage	Garbage
4	Ecological health	Bad Large-scale mortality of the original fauna and flora, and colonisation by new species	Good Original fauna and flora is maintained	Bad Large-scale mortality of the original fauna and flora, and colonisation by new species
5	Increase in the annual municipal tax	\$75	\$200	\$0

Source: ‘Visual aspect’ drawings—F. Savard, MDDEP 2005

### 3.2.4 Data collection

The site selection for the data collection was made based on whether or not the waterbody near the city/beach had been impacted by a cyanobacterial bloom at least once in the last 10 years. We also focused on waterbodies in the Missisquoi bay watershed and on the region where the watershed is located (81%) because of the importance of the phenomenon in this area. Potential respondents were contacted at random using the intercept survey approach and following a non-probabilistic design. More specifically, we approached potential respondents on beaches and recreational areas near water bodies (38%), and we conducted ‘door-to-door,’ where people were met at home (62%). In the latter approach, the choice of streets to visit to perform the ‘door to door’ was made using a randomized procedure, whereas the choice of beaches and recreational areas to visit was based on anticipated affluence. This combination of approaches was carried out to maximize responses as the data collection was performed

near the end of the summer (mostly in September and October). The surveys collected from the two methods were tested to determine if they could be combined by performing student t tests on the key socio-demographic variables, i.e. Age, Education, Income, and Sex. The results showed no significant differences between the samples, with the exception of Age and Education, where individuals met through the ‘door-to-door’ method are slightly older and less educated. The results of these tests are available in the Appendix, Table 3.5. The questionnaire was administered in person by the surveyors to increase response rate (Bateman et al. 2002). To make the experience of respondents more efficient and less tiresome, the questionnaire was administered using connected tablets and the Qualtrics survey software, which enabled the use of conditional branching.

### 3.2.5 Data Analysis

To achieve the objectives of estimating WTP and observing trade-offs between attributes associated with water quality in a recreational context, the use of the Logit analysis developed by McFadden (1974) is the most appropriate. This method is based on the random utility theory (Thurstone 1927, McFadden 1974), where the choice of an individual maximizing its utility includes a random component that can come from a number of factors including a lack of information about the choices presented (Dachary-Bernard 2007). The utility function is written as follows:

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (1)$$

Where  $U_{in}$  is the utility of individual  $i$  for alternative  $n$ ,  $V_{in}$  represents the deterministic element of the utility and  $\varepsilon_{in}$  is a random term error independent and identically distributed (iid) extreme value distribution.

According to the random utility theory, the utility that can be estimated is  $V_{in}$ . In the choice experiment, a Status Quo option is included along with the alternatives proposed in each choice set, to be consistent with the utility and demand maximization theory

(Bateman et al. 2002). Thus, the information from the choice experiment can be used to estimate a welfare value (WTP), which can then be used in cost-benefit analysis.

Assuming a linear functional form, the deterministic utility function  $V_{in}$  can be expressed as:

$$V_{in} = \beta_{im}X_{in} + \varepsilon_{in} \quad (2)$$

where  $X_{in}$  is the vector of determinants of utility and  $\beta_{im}$  corresponds to the vector with associated marginal utility coefficients.

Considering the attributes composing the choice experiment of our study, the indirect utility function associated to individuals' choices can be expressed as follows:

$$V_{in} = ASC_{AB} + \beta_V VISUAL_n + \beta_R RECREATION_n + \beta_O ODOUR_n + \beta_E ECOHEALTH_n + \beta_C COST_n + \varepsilon_{in} \quad (3)$$

Where the coefficients  $ASC_{AB}$ ,  $\beta_V$ ,  $\beta_R$ ,  $\beta_O$ ,  $\beta_E$  and  $\beta_C$  represent the marginal utility associated to the non-Status Quo alternatives and the ES (i.e., VISUAL, RECREATION, ODOUR, ECOHEALTH) and the monetary attribute (i.e., COST), respectively. The ratio of marginal substitution obtained by dividing the coefficient of the attribute  $\beta_x$  by the coefficient of the monetary attribute  $\beta_C$  approximates the marginal WTP for a level of provision of each x ES attribute:

$$WTP_x = -\beta_x / \beta_C \quad (4)$$

As part of the analysis itself, we started with the conditional logit (CL) analysis (McFadden, 1974), then we did a CL analysis with interactions, by including socio-economic and behavioral characteristics in the model. The CL model analyzes solely the individual choices as a function of attributes. In this model parameters are assumed to be constant across respondents, which is equivalent to an analysis in terms of the average preference of the respondents. Interaction effects between individual socio-economic characteristics and the attributes of the experiment have been tested in order

to explore the determinants of preferences in the sample. The CL analysis with interactions allows for a better understanding of how groups of individuals make their choices. The interactions tested were based on prior hypotheses about the preferences of the population. In the analysis, this required the creation of new variables representing interactions between attributes and selected variables taken from the questionnaire. We hypothesized that age, income and education levels had an effect on preferences, based on previous studies (e.g., Bennett et al. 2008, Taylor and Longo 2010), but also that behavior such as the choice of vacation location, the activities performed, whether or not individuals possess a waterfront property, and the distance they are willing to travel has an impact on preferences. We also hypothesized that the trust towards governments has an effect on whether or not individual chose the Status Quo alternative, following the results of Morardet et al. (2015). Finally, we hypothesized that having grandchildren would have an effect on preferences, as an indicator of concern for other generations. The variables that have been included in the final model are described in the Appendix, Table 3.6.

The CL models with and without interactions both require that the sample follow the independence of irrelevant alternatives (IIA) property. This property states that the probability ratio of any two alternatives to be selected are independent of the presence/absence of any other alternatives in the choice set (Kosenius 2010; Hensher et al. 2005). These models were preferred at first because they are more appropriate for panel data and repeated choices (Cameron and Trivedi, 2005). The Hausman-McFadden test was executed to determine if the IIA property is followed in the sample (see Appendix, Table 3.7). Finally, to account for the heterogeneity of responses in our sample and to relax the IIA hypothesis (Rigby et Burton 2003), we performed a random parameter logit (RPL). Then, we computed WTP estimates.

### 3.3. Results

A total of 252 people of 18 years old and above completed the questionnaire between August 27, 2017, and November 5, 2017. The response rate was of 43% (252 responses out of 585 people met), which is comparable to other aural survey modes such as telephone (44%) and interactive voice response (28%) (Dillman et al. 2009). The response rate was most likely affected by the length of the survey (15–20 minutes).

Table 3.2 provides an overview of the demographic characteristics of respondents, with a comparison to census data of the Quebec population, and including the breakdown by survey method. Notably, we observe that 53% of respondents are women. With regard to age groups, we notice that there is an under-representation of people under 54 years old and an over-representation of people above 55 years old. Based on the location of the survey, we observe that the age distribution is especially skewed with the door-to-door approach. This can be explained by the period where we undertook the survey, which was after classes started again, by the fact that younger people may be at home less often during the day, especially compared to people that are retired, and that older people may be more inclined to answer surveys.

Twenty-eight respondents decided not to reveal their annual household income. As a result, for the subsequent analysis, we supposed that it would be equal to the Quebec median family income of \$59,822 (Statistics Canada 2017b). Based on the remaining information, we observed that the median family income of respondents fell into the \$70,000 to \$99,999 category, which is consistent with the 2015 Canadian median income of \$70,336, but higher than the 2015 Quebec median family income of \$59,822 (Statistics Canada 2017b). A majority of respondents have a high school or collegial level of education (60%), which is consistent with the Quebec population, but the proportion of people with a university degree (37%) was higher than the Quebec population (21%) (Statistics Canada, 2017b).

Table 3.2. Summary of sample demographic characteristics of respondents

Demographic variables	Beach respondents (n=85)	Door-to-door respondents (n=138)	Respondents (n=223)	Census data <sup>1</sup> — Quebec population
<b>Gender</b>				
Female (%)	52	54	53	50.3
Male (%)	48	46	47	49.7
<b>Age<sup>2</sup></b>				
18 to 24 years old (%)	5	1	3	10
25 to 39 years old (%)	27	19	22	25
40 to 54 years old (%)	22	18	20	25
55 to 64 years old (%)	25	34	30	18
65 years and older (%)	21	28	25	23
<b>Education attainment</b>				
Elementary school (%)	2	4	3	20
High school or professional diploma (%)	27	33	31	38
CEGEP (collegial) (%)	34	25	29	21
University (%)	37	38	37	21
<b>Annual household income (n=195; No responses n=28)</b>				
Less than \$24,999 (%)	16.5	11	13	18
\$25,000—\$49,999 (%)	23	20	21	30
\$50,000—\$69,999 (%)	16.5	18	17	19
\$70,000—\$99,999 (%)	19	23	22	18
More than \$100,000 (%)	25	28	27	15
<b>Survey site</b>				
Montérégie and Estrie (%)	41	94	74	-

Data sources: <sup>1</sup>*Statistiques Canada 2017b*; <sup>2</sup> *Statistiques Canada. Tableau 17-10-000501*

Among the 252 questionnaires collected, 18 included incomplete answers and were thus removed from the database. In addition, when examining the responses to the choice experiment, it was noted that 11 respondents provided protest responses. Protest responses arise when the Status Quo option is chosen more than three times (out of the five choice cards) and are not a real preference for the Status Quo but are justified as follows: respondents didn't want to pay for the issue, they believed it should be financed by others, or they already pay enough taxes. As a result and following recommendations by Barrio and Loureiro (2013), and Meyerhoff and Liebe (2008)

among others, protest responses have been excluded from our database before proceeding with analysis. Of the 223 completed questionnaires that could be used for the analysis (3,345 observations), 175 represented responses from active recreationists (2,625 observations).

Only 32% of respondents believed that their personal behavior could have an impact on cyanobacterial blooms, and within this group, 61% stated that they had adopted practices to limit their contribution to the problem. The most cited practices include avoiding the use of chemical fertilizers, pesticides, soap and detergent-containing phosphates, and avoid throwing waste into waterbodies. The most cited reason of people who stated they haven't adopted practices, but believed that their behavior could have an impact on the issue, was a lack of information on actual problematic behavior.

### 3.3.1 Econometric Analysis

CL, CL with interactions and RPL were carried out on the whole set of respondents using Stata/SE (version 15) (StataCorp, Texas).

#### 3.3.1.1 Relative importance of attributes

The results of the CL and RPL analyses provide a first look at the data in terms of the attributes initially selected and in terms of the general enthusiasm of respondents. The RPL analysis extends the CL analysis through the introduction of randomly distributed variables. It provides a way to generalize the CL model to allow the utilities of each alternative to be correlated (Cameron & Trivedi 2005: 512). The introduction of random parameters has the property of inducing correlation across alternatives (Cameron & Trivedi 2005: 513). In our analysis, the coefficient "ASC" is a binary variable that represents the "opt-in" options. When looking at the coefficients of the ASC, the fact that the coefficient has a positive value indicates that the "opt-in" options (A or B) are preferred to the Status Quo ("opt out"). This information further indicates that respondents are willing to embrace changes in policy to improve water quality.

When looking at the relative importance of attributes in the CL analysis, Table 3.2 shows that the attribute “Recreational activities” exhibits the highest increase in utility from level 1 (current degradation) to level 3 (high improvement), followed by “Eco Health”, “Visual aspect”, “Odour”, and “Cost”. When looking at the results of the RPL, we can see that the order of preference is inverted for the attributes “Odour” and “Visual aspect”, compared to the results obtained from the CL analysis. In both cases, the sign of the attribute “Cost” is negative, which is consistent with the fact that higher levels (i.e. an increasing monetary contribution) represents a constraint. In the RPL analysis, the significance of the standard deviation coefficients at the 5% level of every attribute reveals that accounting for heterogeneity in the sample was appropriate, and that the heterogeneity within these attributes is important.

Furthermore, in the CL and RPL analysis, all of the attributes have a significant effect on utility and the coefficients are all positive, except cost, which indicates that, as the attributes levels increase, they generate a higher utility. This confirms that the choice of attributes was performed adequately, supporting the assumption that a better environmental quality increases utility and that a higher cost to be borne decreases utility. Based on the log likelihood ratios (Log likelihood) and the Akaike Information Criteria (AIC) values (obtained using “estat ic”/n), shown in Table 3.3, we can state that the RPL model is the most interesting, given its lower values. A complete model comparison using the AIC criteria is available in the Appendix, Table 3.8.

Table 3.3. Results of the econometric analysis

	Conditional logit			Conditional logit with interactions			Random parameter logit (RPL)		
	Coefficient		SE (p)	Coefficient		SE (p)	Coefficient		SE (p)
ASC	1.087	***	0.22 (0.000)	0.775	***	0.25 (0.002)	0.823	***	0.25 (0.001)
Visual aspect	0.242	***	0.06 (0.000)	0.258	***	0.06 (0.000)	0.284	***	0.08 (0.001)
Recreational activities	0.766	***	0.06 (0.000)	0.336	**	0.13 (0.020)	1.296	***	0.16 (0.000)
Odour	0.190	***	0.06 (0.001)	0.269	***	0.07 (0.000)	0.432	***	0.09 (0.000)
Eco Health	0.571	***	0.06 (0.000)	0.158		0.18 (0.389)	0.910	***	0.11 (0.000)
Cost	-0.0017	***	0.0008 (0.03)	-0.0046	**	0.002 (0.018)	-0.0083	***	0.001 (0.000)
Sd.Visual	-	-	-	-	-	-	0.504	***	0.12 (0.000)
Sd.Activities	-	-	-	-	-	-	1.335	***	0.16 (0.000)
Sd.Odor	-	-	-	-	-	-	-0.439	***	0.15 (0.004)
Sd.EcoHealth	-	-	-	-	-	-	0.696	***	0.12 (0.000)
ASC * Age				0.658	**	0.32 (0.040)			
Activities * water				0.269	**	0.13 (0.033)			
Activities*Dist				0.003	*	0.002 (0.067)			
EcoHealth *education				0.168	***	0.06 (0.003)			
EcoHealth*fishing				-0.256	**	0.11 (0.018)			
Odour*water* Impacted				-0.227	**	0.11 (0.046)			
Activities* GrandChildren				0.438	***	0.12 (0.000)			
Cost*Trust				0.004	*	0.002 (0.078)			
Log likelihood			-1279.52			-1253.99			-757.99
LR chi2			1012.24 (0.000)			1063.30 (0.000)			109.33 (0.000)
AIC/n			0.769			0.758			0.459
Pseudo-R2			0.2834			0.2977			
Nb of individuals			223			223			223
Observations			3345			3345			3345

(Significance levels: at 1% “\*\*\*”, at 5% “\*\*”, at 10% “\*”; SE = Standard Error; p = probability; sd: Standard deviation; LR: Log-likelihood Ratio; chi2: chi squared; AIC: Akaike Information Criteria; n: nb of observations)

### 3.3.1.2 Attitudes towards attributes

The CL model with interactions includes combinations of the attributes and of socio-economic and attitudinal data that were gathered in the questionnaire. The variables that were included in the model in Table 3.3 are presented in more detail in Table 3.6 of the Appendix. The interaction between the ability to perform recreational activities safely and the variable that relate to the importance of water when choosing a destination for vacations (Activities\*water) is significant at the 5% level. It shows that people choosing a vacation spot for the presence of water derive more utility from the available activities in waterbodies. Similarly, people who are willing to travel farther to access lakes without cyanobacteria (Dist) exhibit an increase in utility from an improvement in the recreational activities attribute (Activities\*Dist). The results also show that people who choose a vacation location based on the presence of a waterbody

and who have been impacted by cyanobacteria in the past (Water\*Impacted) do not derive an improvement in utility from an absence of odour coming from the water (Odour\*water\*Impacted). This result may be caused by the fact that the intermediate level (smell=cut grass) is not marginally better than the best level (smell=no smell).

The variable “trust” was added as an interaction with the attribute “Cost” (Cost\*Trust) to determine whether or not trust towards the information provided by the government relative to water quality had an impact on the choice of a scenario when it came to the price attribute. The trust variable was measured as part of the survey to determine the overall attitude of respondents towards the government. The coefficient for this interaction shows that at the 10% level, the variable is significant. This positive value implies that people who have confidence towards the information provided by the government would be willing to pay higher amounts to improve water quality.

Focusing on other significant interactions, we can see that older respondents (Age) (above 55 years old) have a higher preference for the non-Status Quo alternative than younger respondents. Educated people (education) (with a college degree and above) give more value to ecosystem health. Respondents who have grandchildren (GrandChildren) prefer an improvement in the potential to perform recreational activities safely. Finally, the utility of fishers (fishing) decreases when ecological health improves. This result is surprising, but it could be explained by an association between water quality improvement and conservation. Indeed, fishers may frown upon conservation practices, as it could limit their ability to undertake recreational fishing. For example, fishing associations displayed a negative reaction to a ban of live bait for winter fishing introduced in Quebec in 2017, even though this restriction was implemented to prevent the spread of invasive species (Duchaine, Vadnais et Jacques, 2017; Émond, 2018).

The results from the remainder of the questionnaire provide more information on the attitudes and perceptions with regard to the issue of cyanobacterial blooms. Results

show that only 31% of people believe that their individual actions have an effect on cyanobacterial blooms. This result is in contrast with the fact that 52% of respondents believe that individuals are among the best suited to resolve the issue of cyanobacterial blooms. Although this percentage is high, 78% of respondents believe that the government is among the best suited to resolve the issue, followed by the private sector (49%), and by non-governmental organizations (43%) (more than one choice was allowed). The questionnaire also asked what solutions respondent think would be the most effective to resolve the issue. Among solutions presented to respondents (more than one choice was allowed), the most commonly selected (above 50%) were solutions targeting the agricultural sector, mainly vegetated buffer strips, and strengthening environmental regulations.

### 3.3.2 Willingness to pay

These values represent the amount a person would be willing to pay annually, through their city taxes, to improve water quality, based on maximal improvement with regard to each attribute. The confidence intervals were calculated using the Krinsky-Robb's method and 2500 repetitions. The marginal WTP values are significantly larger for the CL model when compared to the RPL model. This result can be explained by the heterogeneity in the results, as shown in Table 3.3. Given that the best representation of the data comes from the RPL model, the marginal WTP values obtained from the RPL model are more reliable. Consistent with the ranking of the coefficients, the two most important WTP values were found for the ability to perform recreational activities, with an average value of CA\$157/household/year using the RPL method, and the ecological health of the waterbody, with an average value of CA\$110/household/year. The WTP values found for the Odour and Visual aspect of the waterbodies were estimated at an average of CA\$52/household/year, and at CA\$34/household/year, using the RPL model. Using these values and their respective confidence intervals, the total WTP for these four attributes is an average of

CA\$353/household/year, with a lower bound of CA\$247/household/year and an upper bound of CA\$519/household/year. We believe these WTP values to be additive, because they estimate the value associated with an appreciation of ES that is related to the experience of these ES and not to their production. As a result, we assume that the WTP values can be added for two reasons. First, because they refer to the experience of individuals with regard to different aspects of CES and to ecological health and second, because the models used as part of the analysis are based on a marginal substitution of each service.

Table 3.4. Marginal WTP for the random parameter logit model (\$CA per household per year).

	Random parameter logit	
	Estimate	CI
Visual aspect	34	(14.3; 59.6)
Activities	157	(118.6; 220.5)
Odour	52	(32.5; 80.3)
Eco Health	110	(82.0; 159.3)
Total	353	(247.4; 519.7)

(CI : 95% confidence interval)

### 3.4. Discussion

In this study, we have used the choice experiment method to elicit willingness to finance solutions to limit the impacts of eutrophication and to examine the effect of blooms on respondent utility. The results indicate that age, education, and having grandchildren have an impact on individual preferences, and so does the importance of water for vacation destinations, the distance people are willing to travel and whether or not people perform fishing activities. The influence of age and education is not a surprise, given that these socio-economic indicators have been cited as important elements in preference construction with regard to water quality in other studies (e.g.

Bennett et al. 2008 (Australia), Taylor and Longo 2010 (Bulgaria)). However, income and sex were not found to be significant factors in preference determination, which is why we didn't include these variables in the final model. This result is in contrast with the findings of Hunter et al.'s (2012) study in Scotland, where household income was positively related to WTP and where they found that female had a higher level of concern for environmental issues, which led to higher WTP. However, this study was more interested in the perception of health risks than the recreational and aesthetic properties of Loch Leven. The results of Nelson et al. (2015), show that income had a significant effect on WTP for recreational water users in Utah (United States), but that sex did not have a significant effect on WTP. The lack of significance with regard to income in our results may be caused by the relatively high number of people who declined to answer this question.

The availability of the recreational activities was found to be more important to those choosing their vacation destination due to the presence of water, but this attribute was not found to be more important for those who performed recreational activities in the water (i.e. swimming, nautical activities). This indicates that the respondents value this attribute for the sake of others as well as for themselves, a result further suggested by the preference of people who have grandchildren for the recreational activities attribute. The high importance of the ecological health attribute shows a certain level of biospheric concern (Arias-Arevalo et al. 2017, Stern et al. 1999). On the other hand, the two other attributes, presence of odours and aesthetics, can be described as egoistic values (Kenter et al. 2015), as they are experienced more keenly at the individual level. As a result, we can suppose that when responding to the survey, individuals not only thought of themselves and of their egoistic preferences, but that they have inherent preferences that considers the impact of eutrophication on other beings. This intuition would, however, need to be confirmed using deliberative methods.

The confidence towards governments was found to be a significant factor (at the 10% level) influencing the choice of the cost attribute in this study, but it is not a significant

factor in the choice of ‘opt-in’ alternatives. This result is in line with the work of Morardet et al. (2015) (France) who have showed that confidence in governments and ethics can be limiting factors when choosing a solution to resolve water quality issues. The relative ranking of preferences, where the availability of recreational activities is the most valued, followed by the ecological health of waterbodies and by aesthetic elements is similar to the finding of Marsh and Baskaran (2009) (New Zealand) where the ranking is as follows: Ecology, Swimming, Water clarity. Our results are also in line with previous stated preference studies performed in Quebec where citizens reported a high WTP for wetland protection for water quality and biodiversity conservation purposes (He et al., 2017), conservation, enhanced recreational activities, and water quality for the Greater Montreal Blue Network (Poder et al., 2016), and for biodiversity protection and aesthetics in agroenvironmental settings (Dupras et al., 2017).

The qualitative results from our survey have shown that respondents largely looked up to the government (78%) as among the best suited to resolve the issue of cyanobacterial blooms, and to the agricultural sector for specific solutions to resolve the issue, including vegetated buffer strips. Our results have also shown that respondents are favourable to the implementation of solutions to improve water quality even at a cost (\$353/household/year [CI: \$247.4/household/year, \$519.7/household/year] for the four attributes). Considering these results, the government has some legitimacy to choose from a suite of tools to force change in practice. As mentioned earlier, the control of phosphorus from non-point sources is limited in the current Quebec legislative framework (Tabaichount et al. 2019), but this could be resolved through the adoption of regulations under the *Loi sur la qualité de l’environnement*, article 46 (Sanchez et al. 2007). Another possibility is for the government to implement a market for the control of nutrients, which would be feasible given the Quebec’s institutional and legislative frameworks (Government of Canada 2006; Sauvé et al. 2006; Sanchez et al. 2007). Such a market would need to take into account the transboundary nature of some

watersheds in Quebec, such as the Missisquoi Bay watershed, which is shared with Vermont and New York. The fact that we didn't include the states within transboundary watersheds is a limit of this analysis.

Despite the reliance of respondents on actions from the government and from the agricultural sector to resolve the issue of anthropic eutrophication and its effects, local initiatives have been shown to stand the test of time and to have a greater social acceptability than top-down measures (Dubé 2012; Gaddis et al. 2010). As such, the reliance on watershed organizations and their role as facilitators among interest groups in water management (Milot 2008) is another method of including local concerns in governance mechanisms and in solutions to reduce or control pollution that has been integrated in the *Quebec Water Strategy* (MDDELCC 2018a). This approach has the potential to mobilize different sectors of governance and to lead to effective integrated watershed management (Milot 2008, MDDELCC 2018a), but more research needs to be done on this subject in the Quebec context (Comtois and Turgeon 2008).

The choice experiment method is a pragmatic and useful tool that conveys the value associated with an appreciation of ES. The estimated WTP values can then be used to evaluate the potential of market mechanisms for pollution reduction, to perform cost-benefit analysis, and to estimate social acceptability of management approaches. However, this method is limited by the fact that it aims to measure the appreciation of respondents for a set of ES through WTP. Using this method, hypothetical scenarios proposing independent ES levels and hypothetical public policy must be defined so that each ES level can be met independently. It is more difficult for choice experiment methods to derive values for ES from a policy or a project (Bateman et al. 2002: 274), especially from an ES production (ecological) point of view. In this case, some of the ES levels cannot be considered as independent, therefore their monetization via a choice experiment method could result in the double counting of their potential cost. However, from the point of view of an ES user (which is the starting point of the choice

experiment method), we believe such independency between ES may still be imaginable, as they refer to an experience for the individuals.

### 3.5. Conclusion

The issue of cyanobacterial blooms, whether toxic or not, is not likely to be resolved in the near future, even if changes in practices are undertaken right away. In this context, it could be important to keep residents of affected areas informed of what is being done to resolve the issue, especially since we found that trust towards the information provided by governments has an effect on the utility of cost. Throughout this research, we have examined the preferences of individuals in a context of decreasing water quality in the south of Quebec. We have focused our attention on selected CES (ability to carry out recreational activities safely, presence of odours, and the visual aspect of the waterbodies), and on a generic measure of water quality. The results from this study show that people place a higher value on the availability of the recreational activities and on the ecological health of water bodies than on visual and olfactory aspects. Furthermore, age, education, choice of vacation destination, distance travelled, having grandchildren, and the practice of fishing all informed respondent's utility. Based on this preference ranking, it may be useful to develop better prediction tools on the concentration of toxins in waterbodies to enable safe recreational activities, all the while implementing practices to prevent eutrophication, and keeping in mind that respondents stated a significant demand for water quality enhancement. The total average WTP is estimated at CA\$353/household/year in revenues from taxation, respectively for recreation (CA\$157/household/year), water ecosystem integrity (CA\$110/household/year), odour control (CA\$52/household/year), and visual aspect (CA\$34/household/year). Despite these high values, the fact that respondents were presented with four predetermined ES suggests that the computed WTP represents only a portion of total value with regard to water quality improvement. The results from this study can be seen as a starting point for a dialogue on ways to improve water quality at the watershed level. But, for a more extensive picture of preferences and to determine

what solutions are applicable to specific localities given local contexts, targeted projects should be undertaken.

### 3.6. Acknowledgements

We are grateful to Sébastien Sauvé, Dana Simon, Caroline Simard, Benoit Barbeau, Sarah Dorner, Arash Zamyadi, Roxanne Passos, and Johanne Bérubé (OBV Baie Missisquoi) for their very useful comments on study design. We are grateful to three anonymous reviewers for their comments which improved the quality of the manuscript.

**Funding:** We acknowledge the financial support from Genome Canada and Genome Québec under the *Algal Blooms, Treatment, Risk Assessment, Prediction and Prevention through Genomics* (ATRAPP) project [10512], and from the Social Sciences and Humanities Research Council of Canada [project 435-2017-1078].

### 3.7 Appendix

Table 3.5. Student t tests of key demographic variables from the two sampling methods.

Socio-demographic variables	Sample estimates		t value	p-value	CI
	Door-to-door (=1)	Beaches			
Age	0.62	0.46	8.93	< 2.2e-16	0.12 0.19
Education	2.97	3.05	-2.42	0.02	-0.14 -0.015
Income	90650	86807	1.58	0.11	-930.15 8616.03
Female (=1)	0.54	0.52	1.45	0.15	-0.009 0.06

Note: CI (95% confidence interval)

Table 3.6. Description of variables included in the conditional logit model with interactions

Variables name	Description / Question asked to respondents	Coding method
ASC	Refers to the Alternative Specific constant.	Status Quo option (0) Non-Status Quo options (1)
Age	Age category.	18 to 54 years old (0) 55 years old and more (1)
Education	Highest level of education.	Elementary (1); High school (2); College (3); University (4)
Income	Annual household income.	Less than \$24,999 (12500); \$25,000 to \$49,999 (37500); \$50,000 to \$69,999 (60000); \$70,000 to \$99,999(84500); \$100,000 to \$299,999 (200000); \$300,000 and more (300000); No responses (65600)
Sex	Female or male.	Male (0) Female (1)
Dist	How far would you be willing to travel to go to a lake without cyanobacterial blooms?	0 km (0); 1 to 15 km (8); 16 to 30 km (23.5); 31 to 60 km (46); 61 to 100 km (81); more than 100 km (100)
Fishing	Do you fish?	No (0) Yes (1)

Variables name	Description / Question asked to respondents	Coding method
Water	Is the presence of water an important factor in the choice of a vacation destination?	No (0)
		Yes (1)
Impacted	Have you ever been impacted by the presence of cyanobacterial blooms?	No (0)
		Yes (1)
GrandChildren	Do you have grandchildren?	No (0)
		Yes (1)
Trust	Do you trust the information provided by governments with regard to water quality?	No (0)
		Yes (1)

Table 3.7. Test of the IIA hypothesis

Population	All responses	
	$\chi^2$ value	p-value
Alternative A dropped	29.23	0.0001
Alternative B dropped	55.96	0.0000
Status Quo alternative dropped	0.42	0.9948

( $\chi^2$  value: chi-square value)

Table 3.8. Model comparison using Akaike Information Criteria

Model	K	AIC	AIC/n	$\Delta(\text{AIC}/n)$	$w_i$
RPL	10	1535.98	0.46	0	0.37
CLi	14	2535.98	0.76	0.30	0.32
CL	6	2571.04	0.77	0.31	0.32

## CHAPITRE 4

### WILLINGNESS OF AGRICULTURAL PRODUCERS TO PARTICIPATE IN A PES PROGRAM: A CHOICE EXPERIMENT

Article en préparation.

L'Ecuyer-Sauvageau, C., Kermagoret, C., He, J., Simard, C., Lévesque, A., Dupras, J.  
Willingness of agricultural producers to participate in a PES program: A choice  
experiment.

Charlène Kermagoret et Jérôme Dupras ont démarré ce projet. Charlène Kermagoret a d'ailleurs élaboré le questionnaire et démarré la collecte de données. Pour ma part, j'ai repris le projet à l'étape de la collecte de données, j'ai réalisé les analyses et rédigé l'article. Caroline Simard a fourni les chiffres pour le tableau 4.6. Jie He a offert son soutien lors de l'analyse des données. Toutes et tous ont révisé l'article.

#### 4.1. Introduction

By meeting the food needs of the populations, agriculture is positioned as an essential economic sector, and by its territorial anchoring and the number of related jobs, it deeply structures our societies. Agricultural practices have undergone deep transformations in recent decades (Galliano et al., 2017). Through the intensive use of inputs, namely pesticides and fertilizers, large-scale mechanization or even the conquest of new agricultural land, agriculture has led to the degradation and homogenization of biodiversity, from genetic diversity to diversity of ecosystems (Boardman et al. 2003, Groeneveld et al. 2010, Jacobsen et al. 2013, Gámez-Virués et al. 2015).

This intensive use of inputs also affects the quality of soil and water, through compaction, erosion, accumulation of fertilizers in soils and the eutrophication of waterbodies (Coskun et al., 2017). The degradation of soil fertility and the impacts of pesticides on pollinators also threaten the sustainability of agriculture (IPBES, 2019). The use of chemical inputs, which require a lot of energy to produce, and changes in land uses, namely from forests or wetlands to agriculture, are important drivers in the acceleration of global changes through the emission of greenhouse gases (IPCC, 2019).

All of these issues have brought a reflection on the need to rethink some aspects of our agricultural systems. The IPES-Food (2016, 2017, 2018), for instance, make the case for the adoption of agroecology to replace monoculture and industrial agriculture, so that the land can remain productive in the long run and have little to no impact on the environment and on human health. However, the transition to sustainable agricultural systems is a major issue and a high challenge to be taken up. This agro-ecological transition must make it possible to reconcile production and economic performance while preserving the ecological functioning of ecosystems, landscapes and more generally, the ecosystem services bundles.

Among the suite of tools being studied for a successful agroecological transition, payment for ecosystem services (PES) attract the attention of private actors, local authorities and the State. PES are commonly defined as a voluntary transaction in which a well-defined environmental service (or a land use likely to secure its provision) is purchased by at least one buyer to at least one provider if and only if the environmental service provider secures service provision (conditionality) (Wunder, 2005). PES programs thus aim to translate the value of multiple ES into financial incentives to compensate land users for the environmentally friendly practices they undertake and, thus, preserve the ecosystems that furnish these ES. PES implementation often involves engagement with a variety of actors, including public authorities, the private sector; financing with multiple and combinable sources (e.g., financing by the beneficiaries of the service or by the public authorities); and a

payment, which is either monetary or in-kind, fixed or negotiated in the form of reverse auctions, and distributed to service providers, individually or collectively (Etrillard, 2016).

Agri-environment schemes (AES) have been formally included as an instrument of the Common Agricultural Policy of European Union in 1992 (Schromers and Matzdorf 2013). These schemes focus on agricultural multifunctionality and the preservation of the environment and of biodiversity, but reviews of these AES often reveal that they lack targeting (Schromers and Matzdorf 2013). Agri-environment payments are also used in the United States; they were initially put in place to protect soils and prevent the conversion of wetlands and highly erodible soil to cropland, and are now used more widely to purchase environmental services from farmers (Dobbs 2006, Baylis et al. 2008, in Schromers and Matzdorf 2013). As opposed to these public schemes, in Canada the largest PES program, ALUS, is privately-funded (Kolinjivadi et al. 2019a, Zaga-Mendez et al. 2020). In all of these cases, however, the adhesion to the programs is voluntary. This implies that understanding what motivates farmers to adhere to a program is an important determinant for the success of the project.

From the perspective of this research, we were interested in understanding more specifically what contractual elements would limit or enable the participation of farmers in a PES program. Other research has been published on this topic, including some papers that took place in a European context and included an attribute on the possibility of providing technical assistance to farmers (Espinosa-Goded et al. 2010, Kuhfuss et al. 2015). More common contractual features include contract duration, compensation level, conservation/ agri-environmental practices, and the flexibility of the contract (Broch et Vedel 2012, Beharry-Borg 2013, Greiner 2015, Kuhfuss et al. 2015, Palm-Forster et al. 2016b, Aslam et al. 2017, Vaissières et al. 2018). Some studies also included an attribute on the follow-up (Broch et Vedel 2012, Greiner 2015), proposed a conditional bonus (Kuhfuss et al. 2015) and explored different types of payment (Palm-Forster et al. 2016b). For this research, we also wanted to identify

factors that prevent or facilitate large-scale implementation of agri-environmental practices by individual farmers.

The remainder of this paper is structured as follows: Section 4.2 presents the materials and methods, Section 4.3 presents the results, Section 4.4 discusses these results and Section 4.5 concludes.

## 4.2. Materials and methods

### 4.2.1 Case study

In this study, our focus was on agricultural producers that grow crops in the province of Quebec. There are 29,000 agricultural companies in this province and they occupy 2% and the total land area (UPA). In 2018, agricultural crops and animal husbandry contributed to 1.5% of the provincial GDP (MAPAQ 2020b). The most common crops are foraging plants, cereals, and oilseed and protein crops (pulses) (ISQ 2020). In 2019, the regions with the largest land areas allocated to agriculture were Centre-du-Québec (93%), Montérégie (86%), Estrie (69%), and Chaudière-Appalaches (67%) (MAPAQ 2020b).

A study by Goyette et al. (2018) estimated that 19 out of 23 watersheds in the St Lawrence Basin had reached the phosphorus concentration threshold in soils. This implies that adding phosphorus in the form of fertilizers to these soils *facilitates* leaching of phosphorus to waterbodies and waterways. In these areas, limiting eutrophication caused by phosphorus leaching should prioritize targeting the source control of phosphorus (Macrae et al. 2018). Overfertilisation and legacy phosphorus also have an impact on the occurrence of harmful algal blooms in waterbodies (Macrae et al. 2018).

Efforts to reduce nonpoint source pollution from agricultural activities often rely on incentives, especially in North America (Kleinman et al. 2015). In Quebec, a mixed strategy is used. The management of phosphorus, for example, is framed by the Environment Quality Act and the Agricultural Operations Regulation (AOR), in which

agricultural producers are subject to ecoconditionality measures including the annual production of the Phosphorus Report. Various government financial assistance programs are linked to eco-conditionality in Quebec, including the voluntary Prime-Vert program. On a more strategic note, the Quebec Water Strategy (2018-2030) and the *Politique Bioalimentaire* (2018-2025) both put the emphasis on voluntary adoption of agri-environmental practices by farmers to improve water quality. In fall 2020, the Government of Quebec has launched a sustainable agriculture plan that aims to encourage agricultural producers to adopt agro-environmental practices that go beyond current legislations through a financial contribution. This approach considers the fact that farmers are constrained financially in their desire to adopt agri-environmental practices. However, financial considerations are not the sole reasons why farmers do not adopt best management practices: intrinsic motivations such as self-identity or social norms can also influence agricultural producers in their choice of practices. (Ingram et al. 2013 ; Van Herzele et al. 2013 ; Wynne-Jones 2013 ; Chouinard et al. 2016 ; Collins et al. 2016 ; Van Dijk et al. 2016 ; Inman et al. 2018 ; Ranjan et al. 2019).

As a result, there is a need to understand what motivates farmers to undertake agri-environmental practices and what constitutes barriers to their adoption. In Quebec, the main current government-led program to support the adoption of agri-environmental practices is the Prime-Vert. It is currently in its second edition and its main objective is to promote and broadcast agricultural best practices to help agribusinesses adopt environmentally friendly production practices and to generate environmental benefits to the whole of society (Lavallée and Dupras, 2016).

The privately-led payment for ecosystem services program, ALUS, is also present in the region of Montérégie in Quebec in the form of a pilot project, and it provides funds for the upkeep and management of agri-environmental practices (Zaga-Mendez et al. 2020).

#### 4.2.2 Choice experiment

The choice experiment method was selected as the main method to carry out the objectives of this study, as we were interested in understanding the trade-offs between program attributes for the design of a PES. This method is based upon the random utility theory by McFadden (1974). The utility of farmers is measured using the indirect utility function, which takes into account the attributes under study (see Table 4.1). Equation 1 describes the indirect utility function for our study ( $V_{in}$ ):

$$V_{in} = ASC_{PES} + \beta_M AGRI-ENV PRACTICES_n + \beta_I PROPONENT_n + \beta_D DURATION_n + \beta_C COMPENSATION_n + \beta_B BONUS_n \quad (1)$$

The coefficients  $ASC_{PES}$ ,  $\beta_M$ ,  $\beta_I$ ,  $\beta_D$ ,  $\beta_C$  and  $\beta_B$  represent the marginal utility of the farmers for the PES and for characteristics of the PES contract (the attributes). These include the proposed agri-environmental measures (AGRI-ENV), the contract proponent (PROPONENT), the contract duration (DURATION), the compensation level given to the farmers (COMPENSATION), and the collective bonus (BONUS).

To obtain a value for the willingness to accept of farmers, we compute the ratio of marginal substitution, as shown in Equation 2. This is obtained by dividing the coefficient of an attribute  $\beta_x$  by the coefficient of the monetary attribute ( $\beta_C$ ). Using this ratio, we get the marginal WTA for the levels of each contractual characteristic of the PES contract.

$$WTA_x = -\beta_x / \beta_C \quad (2)$$

##### 4.2.2.1 Building the questionnaire/ survey development

One of the most important aspect of this questionnaire is the choice of attributes and of their levels for the development of the choice sets. We selected attributes based on the result of focus groups with government representatives, scholars and employees of the farmer's union. The final selection includes five attributes, the first being agri-environmental measures, as understanding their adoption by farmers through financial

incentives is the main purpose of this study. As for the contractual aspects, we chose to test contract duration and contract proponent. When it comes to the contract proponent, other studies have shown that the level of trust individuals have towards institutions influenced their interest in participating in programs proposed by these institutions (Morardet et al. 2015). In addition, results from a survey by Gagné et al. (2018) showed that farmers were less inclined to submit projects to the Prime-Vert program when compensation was below a certain amount, because of the paperwork involved in the program. However, the level of reporting varies by type of proponent (Zaga-Mendez et al. 2020). Moreover, objectives and levels of flexibility also vary by proponent. Therefore, adding a contract proponent attribute can tell us if proponent-related hidden transaction costs are taken into account in the decision of farmers to participate. Finally, as for the financial incentive, we added the possibility of a collective bonus and to presented the compensation level in \$/ha, but also in % of costs. These compensation levels were presented separately. This way, we can test if the manner in which the compensation is presented influences the choice.

The five attributes and their levels are presented in Table 4.1.

Table 4.1. Attributes and their levels.

<b>Attributes</b>	<b>Attribute levels</b>			
<b>Agri-environmental measures</b>	Soil conservation practices (no till, chisel,...)	Cover crops	Windbreak	Convert a parcel to wetland
<b>Duration of contract (years)</b>	1	3	5	10
<b>Contract proponent</b>	Ministry of Agriculture	UPA	Municipality or MRC	A local organisation (watershed org, advisory Clubs)
<b>Collective bonus ?</b>	No	Yes : 500\$ if 20% of farmers in the watershed take part in the program		
<b>Compensation level (per year)</b>	50% of costs	100% of costs	150% of costs	200% of costs
	500\$/ha	1000\$/ha	1500\$/ha	2000\$/ha

From these five attributes and their levels, we used the SAS software to create efficient design scenarios. The final result was 3 versions of the questionnaire that included 6, 5 and 5 choice sets. Choice cards offered the respondents a choice between two scenarios at once and the status quo (no program). Versions of the questionnaire were randomly assigned to respondents.

The survey was pretested by a representative set of crop producers. The final survey was composed of five groups of questions: the consent form and the filter question in order to target only agricultural producers that grow crops in the province of Quebec, the choice sets, questions about the respondent's production and their socio-economic and demographic information.

The data collection was carried out online from May 2018 to May 2019. The questionnaire was hosted on the Survey Monkey platform. The respondents were mainly recruited through the UPA newsletter and through the researchers' networks. Two hundred farmers answered the survey. Of these, 73 respondents could not complete the survey because they were not involved in any crop culture, 49 completed surveys were removed from the final selection because they were incomplete (either at the stage of the choice models [36 surveys] or at the stage of socio-economic and demographic questions [13 surveys]). Thus, the final sample size was 78.

#### 4.2.2.2 Data analysis

The data analysis was conducted with the Stata software (IC 16). To perform the analysis of the choice experiment, we used the mixed logit (also called random parameter logit) method. This estimation method was selected because it is appropriate to analyse discrete choices and panel data sets. This approach, when compared to conditional logit, for example, allow for differences in respondents' taste, and for substitution between unconstrained alternatives and correlation (Dachary-Bernard 2004). Using this method (mixed logit), we treated all of the attributes as ordinal variables, even the attributes Agri-environmental practices and Contract proponent. For

the Agri-environmental practices, the levels were coded based on the level of effort required to implement the practices. As such, the soil conservation measures level was coded as 1, cover crops as 2, windbreaks as 3, and conversion of a parcel to a wetland as 4. For the Contract proponent, the levels were coded based on the proximity of the proponent from farmers, so that the local organisations were coded as 1, the farmer's union (UPA) as 2, the municipal regional councils (MRC) as 3, and the governmental ministry of agriculture (MAPAQ) as 4. Although the UPA is a provincial organisation, we coded it before the MRC, because of their local antennas and because of their strong ties with farmers.

In addition to performing the mixed logit analysis, we also used the conditional logit analysis method. This approach is also suitable to analyse panel data sets, but it does not take into account the variability in responses. In our analysis, this estimation method was used to explore the results of the analysis when the Agri-environmental practices and Contract proponent attributes were coded as categorical variables.

The choice of explanatory variables to include in the mixed logit with interactions was based on a set of hypotheses about the factors influencing the adoption of best management practices (BMP) and agri-environmental measures by farmers. A number of studies around the world have attempted to circumvent the elements that influence the adoption of agri-environmental practices and the participation in public schemes that aim to encourage better environmental practices on farms. Some of these studies include the reviews by Liu et al. (2018), Pannell et al. (2006), and Prokopy et al. (2008). In their review, Liu et al. (2018), divide the factors that influence the adoption of BMP into ten categories: information and awareness; financial incentives; social norms, macro factors; farmer's demographics, knowledge and attitudes; farmer's risk and time preferences and uncertainty; farmer's environmental consciousness; characteristics of farms; characteristics of BMPs; and interactions among BMPs. These categories are further defined by specific factors in Table 3 of the review (Liu et al. 2018: 9-11).

In this analysis, we wanted to understand how factors that relate to the farm characteristics, the farmer’s characteristics, and certain institutional factors influence Quebec crop farmers’ decisions to take part in a PES program. Since our analysis focused on farm level decisions, the influence of factors related to social norms was not explored in detail, even though it is identified as an important factor in innovation diffusion in the literature (Pannell et al. 2006, Daouda et Bryant 2016). As a result, we used a subset of the Liu et al. (2018) factors as part of our interactions. Liu et al. (2018) indicate whether the factors’ effects are significantly positive, negative, not significant, uncertain, and whether there is no information, based on the studies included in the review. In Table 4.2, we supplemented the data from Liu et al. (2018) with the results from additional studies and used only references that are specific to the context in developed countries and to studies that focused on crop cultures as opposed to livestock.

In addition to the social norm factor category, we excluded macro factors, characteristics of BMPs and interactions among BMPs. Instead, we discuss these elements further in the discussion, when analysing the results of the study with regard to the choice of attributes.

Table 4.2. Factors influencing adoption of BMPs by farmers and the choice of attribute or interaction variable in the analysis. (Columns 1-3 : Adapted from Liu et al. 2018 : Table 3).

<b>Factor category</b>	<b>Specific factors</b>	<b>Sources</b>	<b>Interaction or Attribute</b>
Information and awareness	Access to timely and credible information (+)	D’Emden et al. (2006) ; Lubell et Fulton (2008) ; Lemke et al. (2010), Sutherland et al. (2013)	Interaction: Do farmers use agro consulting services?
Financial incentives	Government subsidies (+)	Kleinman et al. (2015)	Attribute: Level of compensation
	Capital cost associated with BMP adoption (-)	Shaffer and Thompson (2013)	
Farmers’ demographics,	Age (+ / - / <i>Uncertain</i> )	Chouinard et al. (2016)	

<b>Factor category</b>	<b>Specific factors</b>	<b>Sources</b>	<b>Interaction or Attribute</b>
knowledge and attitudes		Reviews : Pannell et al. (2006) ; Ma et al. (2012)	Interactions: Farming as their main activity?, age, income, gender
	Gender (being a woman) (+ / <i>Uncertain</i> )	Druschke et Secchi (2014)	
	Income and capital, level of gross farm sales (+)	Kara et al. (2008), Lamba et al. (2009)	
	Lifestyle (or hobby) (-)	Greiner et al. (2009)	
	Farmers experience and education (+/ <i>Uncertain</i> /-)	Lamba et al. (2009), Chouinard et al. (2016)	
Farmers' risk and time preferences and uncertainty	Conservation risk tolerance (+)	Chouinard et al. (2016)	Interaction: Involved in organic farming?
Farmers' environmental consciousness	Environmental stewardship or steward intentions (+)	Chouinard et al. (2016)	Proxy – interaction: agri-environmental practices already adopted?
Characteristics of farms	Land tenure (+ / - )	Parker et al. (2007) ; Varble et al. (2016) ; Chouinard et al. (2016)	Interactions: Crop types, Already enrolled in a program (Prime-Vert); Farm size, Nb of different cultures grown on the farm, Livestock on the farm?
	Crop types, livestock type and diversity and livestock holdings (+/ <i>Uncertain</i> /-)	Arbuckle and Roesch-McNally (2015)	
	Enrollment in conservation program	No comparable studies	
	Farm size (+/-)	Ryan et al. (2003) ; Pannell et al. (2014) ; Prokopy et al. (2014)	
	Diverse operations	No comparable studies	

Note: (+ : the factors favors the adoption of BMP ; - : the factors disfavors the adoption of BMP)

#### 4.3. Results

Overall, 78 agricultural producers provided complete answers to the survey, for a total of 419 observations (78 \* 6 or 5 repeated choices). The majority of the 78 retained respondents come from Montérégie (31%), Centre-du-Québec (24%) and Chaudière-Appalaches (10%), but each of the 12 regional chapters of the farmer's union (UPA) were represented by at least two farmers. Of these respondents, 67% are men, with a

median age category of 40 to 49 years, which is quite a bit lower than the Canadian average of 52.9 years old (Statistics Canada 2016d). And, 52% of these respondents indicated that they owned their land and 28% indicated that farming is not their main occupation. This proportion is very close to the 30% of Canadian agricultural producers who reported working at least 30 hours per week out of the farm (Statistics Canada 2017c).

The most common main crops for these farmers are cereals (37%) and foraging crops (35%). Only 12% of these respondents reported growing just one crop on their land without taking part in other agricultural practices (livestock, dairy, maple syrup, forestry), even though 65% of the full sample reported taking part in at least one of these practices (19% livestock, 37% dairy, 23% maple syrup or forestry activities). The sample of 78 included 50% of respondents who indicated growing only two crops on their land, with 21% growing three crops, 14% growing four crops and only 1% growing five crops.

#### 4.3.1 Agri-environmental practices and factors influencing their adoption

In addition to the demographic information presented above, the survey collected information about the agri-environmental practices undertaken by the 78 farmers. Only 10% of farmers reported not having adopted any agri-environmental practices on their farm. Conversely, 35% reported having adopted one practice, 36% having adopted two practices and 19% having adopted three practices. The most commonly adopted practices are soil conservation measures (71%), followed by cover crops (45%) and windbreaks (42%). In addition to these practices, 27% of respondents reported being engaged in organic farming practices.

Despite this widespread adoption of practices, 20% of the farmers who have adopted agri-environmental practices said they would intensify production elsewhere if they implemented additional measures as part of the proposed PES. Another 35% were

unsure of their future behavior. These responses raise the question of potential leakage effects from the implementation of a PES program (Kolinjivadi et al. 2019a).

In terms of prior participation to a program, 27% of farmers were engaged in the Prime-Vert program, reporting that they either installed windbreaks, implemented soil conservation structures or expanded riparian buffers, or engaged in activities that targeted pesticides risk reduction. Only 1 respondent was involved in the ALUS-Montérégie pilot program, and 45% were using agri-environmental counselling services.

With respect to the choice experiments, only 4 (5%) chose the status quo in all instances. In all cases where the respondents chose the status quo, the most common justifications provided referred to the impracticability of adopting the practices on their lands, their dislike for specific practices (wetlands and windbreaks), an insufficient compensation level, and contract features that they did not like. Status quo respondents were retained in the sample to conduct analyses.

As mentioned in Section 4.2.2.1, the questionnaire used to collect data contained one scenario where the Compensation level attribute was dollars per hectare and another was percentage of costs. This design enables us to determine whether different modes of compensation affect the utility of other attributes.

#### 4.3.2 Mixed logit without interaction

The results from the mixed logit analysis without interactions (Option A and B in Table 6.3) show that not all of the selected attributes were significant. In Option A, only the contract proponent attribute is not significant, although the coefficient of the standard deviation shows that there is heterogeneity in responses. In Option B, the Contract proponent exhibits the same behavior as in Option A (not significant), but the Duration and Collective Bonus attributes are also not significant. For the Duration, respondents have shown a lack of significant heterogeneity in the responses. The lack of interest towards the Collective bonus may suggest that respondents did not believe that 20% of

farmers in their watershed would take part in the program, that the bonus (\$) was not high enough, or that this attribute was not very important for farmers compared to the others. The results of the standard deviation coefficient further suggests that there is no significant heterogeneity in the responses for this attribute.

In both cases, the positive and significant coefficient associated to the PES attribute indicates that respondents preferred taking part in the program, as opposed to choosing the status quo. As for the contract Duration in Option A, the value of the coefficient suggests a decrease in utility as the duration of the program increases, and that there is no significant heterogeneity with regard to this attribute.

In both options (A and B), the negative values for the Contract proponent and for the Agri-environmental practices attributes show that respondents have a disutility for higher levels (MAPAQ coded 4, Conversion of an active parcel to a wetland – coded 4). These preferences of farmers are heterogeneous, based on the values from the standard deviation coefficient.

Without surprise, the positive values associated to the Compensation levels indicates that farmers preferred higher compensation levels.

Table 4.3. Mixed logit analysis.

Attributes	Option A (% of costs)			Option B (\$/ha)		
	Coef.	SE	P >  z	Coef.	SE	P >  z
PES	2.83	0.65	***	3.15	0.75	***
Agri-environmental practices <sup>1</sup>	-0.68	0.19	***	-0.94	0.21	***
Contract proponent <sup>2</sup>	-0.08	0.14	-	-0.21	0.15	-
Duration	-0.10	0.04	**	-0.04	0.05	-
Compensation level (\$/ha)				0.001	0.00	***
Compensation level (% of costs)	0.84	0.31	***			
Collective bonus	-0.001	0.00	*	0.0004	0.00	-
Sd.Agri-environmental practices	0.75	0.21	***	0.59	0.22	***
Sd.Contract proponent	0.39	0.19	**	-0.38	0.19	**
Sd.Duration	0.08	0.09	-	-0.04	0.11	-
Sd.Compensation level (\$/ha)				-0.0009	0.00	*

<sup>1</sup> Coding levels: Soil conservation practices (1), Cover crops (2), Windbreaks (3), Wetland (4)

<sup>2</sup> Coding levels: Local organisation (1), UPA (2), MRC (3), MAPAQ (4)

Sd.Compensation level (% of costs)	-0.91	0.45	**			
Sd.Collective bonus	0.0001	0.00	-	-0.002	0.00	-
N	639			618		
Log likelihood	-179.97			-150.29		
AIC	381.95 (df 11)			322.57 (df 11)		

Significance levels: \*\*\* 1%; \*\* 5%; \* 10%; - not significant.

To understand the preferences for specific attribute levels for Agri-environmental practices and Contract proponent, we use a Conditional Logit analysis as shown in Table 4.4. Although results from Table 4.3 show that there is heterogeneity in the preference for these attributes, the use of a conditional logit analysis will show the overall trend of preferences for attribute levels. This estimation method also allows us to treat these attributes as categorical variables. The fixed attributes levels (base level) included in the Status Quo coefficient were the least restrictive ones: Soil conservation measures (Agri-environmental practice) and local organisation (Contract proponent). The decision to fix these levels reflects our objective to evaluate the WTA compensation of farmers for particular program features.

Table 4.4. Conditional Logit Results.

Attributes	Option A (% of costs)			Option B (\$/ha)		
	Coef.	SE	P >  z	Coef.	SE	P >  z
PES	0.93	0.40	**	0.66	0.54	-
Agri-environmental practices						
Soil conservation practices	(base level)			(base level)		
Cover crops	-0.09	0.27	-	-0.38	0.29	-
Windbreaks	-0.22	0.28	-	-0.76	0.30	**
Conversion to a wetland	-1.74	0.34	***	-3.98	0.66	***
Contract proponent						
Local organisation	(base level)			(base level)		
UPA	-0.04	0.31	-	-0.87	0.47	*
MRC	-0.39	0.29	-	-0.95	0.33	**
MAPAQ	-0.30	0.30	-	-1.21	0.37	***
Contract duration	-0.03	0.03	-	0.04	0.04	-
Compensation level (\$/ha)				0.002	0.00	***
Compensation level (% costs)	0.61	0.20	***			
Collective bonus	-0.0006	0.00	-	0.0002	0.00	-
Nb observations	639			618		
Log-likelihood	-307.33			-244.53		

AIC	634.67 (df=10)	509.06 (df=10)
Pseudo R <sup>2</sup>	0.1065	0.2666

Significance levels: \*\*\* 1%; \*\* 5%; \* 10%; - not significant.

The results in Table 4.4 suggest that respondents would experience a significant disutility, compared to the least restrictive practice, for the Conversion to a wetland for both Options A and B, but not for cover crops. For Option B (\$/ha), farmers did show a significant disutility for windbreaks. This was not the case for Option A. When it comes to the Contract proponent attribute, none of the levels were significant for Option A (% of costs). This suggests that these respondents did not have a preference for these organisations when compared with the Local organisation proponent. However, for respondents in Option B (\$/ha), there was a significant disutility for the MAPAQ > MRC > UPA. This difference may be caused by the fact that, in Option B, the compensation in \$/ha may require a more intimate knowledge of the farms, which would be more important for local organisations than larger organisations. In the case of the percentage of costs, the level of reporting may be expected to be the same regardless of the organisation.

When we compare the results from Tables 4.3 and 4.4 for the attribute Agri-environmental practices, we can observe that using an ordinal variable in the mixed logit analysis (Table 4.3) gives us a similar result as we obtained with the conditional logit analysis (Table 4.4). In both cases, the results suggest a decrease in utility for the more restrictive practices, even though we have more information about the detail of this disutility with Table 4.4. When it comes to the Contract proponent attribute, the results are similar for Option A (not significant), but they vary for Option B. In Option B, the coefficient of the mixed logit analysis is not significant but shows heterogeneity, whereas, for the coefficients of the conditional logit analysis, we observe a decrease in utility for more centralised organisations when compared with the local organisation level.

### 4.3.3 Mixed Logit analysis with interactions

In the light of the small sample, we excluded some of the interactions that we listed as potentially interesting in Table 4.2. More specifically, we did not include interactions with “Crop type” and Number of crops, because of the non-specific nature of the responses required in the questionnaire. In addition, even though there are indications that farm size would influence the interest in taking part in a PES program (Simard 2020), we did not evaluate this interaction because some farmers did not provide this information. This same rationale also explains why we did not include farm revenues and land tenure (ownership vs rental) interactions. Finally, we excluded age and education, to achieve a parsimonious specification consistent with our data limitations.

Table 4.5. Mixed Logit with interactions.

Attributes	Option A (% of costs)			Option B (\$/ha)		
	Coef	Std Error	Signif.	Coef	Std Error	Signif.
PES	-0.22	1.98	-	2.13	1.32	-
AEP	-0.64	0.17	***	-1.01	0.24	***
Contract proponent	-0.07	0.13	-	-0.23	0.13	*
Contract duration	-0.09	0.04	**	-0.05	0.04	-
Compensation level (\$/ha)				0.001	0.00	***
Compensation level (% of costs)	0.83	0.26	***			
Collective bonus	-0.0009	0.00	*	0.0006	0.00	-
Nb of agri-env. Practices adopted * PES	3.15	1.65	*	6.56	1.96	***
Services conseils * PES	-1.61	0.78	**	-1.27	1.22	-
Take part in Prime-Vert * PES	1.71	0.93	*	1.01	1.69	-
Women * PES	-1.64	0.78	**	-0.06	1.27	-
Farming as main job * PES	0.42	0.94	-	-4.06	1.83	**
Organic farming * PES	0.92	0.95	-	-1.11	1.34	-
Farm animals * PES	0.84	1.02	-	2.59	2.23	-
Sd.AEP	0.73	0.18	***	0.71	0.23	***
Sd.Contract proponent	0.34	0.16	**	-0.07	0.42	-
Sd.Contract duration	0.005	0.08	-	-0.02	0.09	-
Sd.Compensation level (\$/ha)				0.0008	0.00	**
Sd.Compensation level (% of costs)	0.29	0.73	-			
Sd.Collective bonus	-0.0001	0.00	-	-0.001	0.00	-
Nb observations	639			618		
Log-likelihood	-169.25			-134.33		
AIC	374.49 (df 18)			304.66 (df 18)		

Significance levels: \*\*\* 1%; \*\* 5%; \* 10%; - not significant. Df = degrees of freedom.

The results from Table 4.5 indicate some of that the factors that influence the interest of farmers for a PES proposition vary between the two groups assigned the different compensation approaches. However, whether the farmer is engaged in organic production and animal husbandry does not significantly affect the decision to take part in a PES program. Furthermore, in both groups the number of agri-environmental practices already adopted positively influences the choice to select a PES proposition where, as the number of agri-environmental practice adopted increases, so is the willingness of farmers to participate.

For farmers who were offered percentage of cost compensation, those already involved in the Prime-Vert program were less likely to choose the Status Quo option and 131reparati the PES program. However, farmers with access to advisory services showed less interest in taking part in the PES program. This result is contrary to what we anticipated, as access to credible and timely information is an element said to positively affect the adoption of agri-environmental practices (Liu et al. 2018). The source of the advisory services (e.g. from pesticides vendors, advisory groups) has also been shown to influence the management of farms (Gaboury-Bonhomme 2011, Belley et Gaboury-Bonhomme 2013, Sutherland et al. 2013) and this source was not revealed (nor asked) in the questionnaire. In terms of demographics, women were less interested in taking part in the PES program.

For farmers who were offered compensation in \$/ha, the only other influence on adhesion to the PES scenarios, from our list of explanatory factors, is whether farming is their main occupation. Respondents for which farming was not their main occupation were more interested in taking part in the PES.

#### 4.3.4 Compensation of farmers

Considering the small number of respondents in each model run, we do not estimate the value of the WTA based on the coefficients from Table 4.3 and Table 4.4.

Instead of estimating the value of the WTA using the standard method, we compare the costs, in Quebec, of the preferred Agri-environmental practices of farmers in Table 4.4, as found in the literature, with the Compensation levels presented to respondents. Table 4.6 presents values obtained for the three agri-environmental practice that were of interest to farmers: soil conservation measures, cover crops and windbreaks. These values come with their set of hypothesis and are not necessarily applicable to all cases. However, they provide a general idea of the costs per hectare to implement these practices.

Table 4.6. Cost of agri-environmental practices (AEP).

AEP	Costs	Hypothesis	Sources
Soil conservation	No-till -\$76/ha Chisel -\$40/ha	Estimate based on the costs of production and the increase in the costs of pesticides in a corn production. Conversion of till farming to soil conservation measures.	Michaud et al. (2019)
Cover crops	Catch crops: \$110/ha Intercropping: \$226/ha	Estimates based on the adoption of cover crops in a soya field with rye (catch crop) and trefoil (intercropping).	Michaud et al. (2019), based on CRAAQ (2016)
Windbreaks	\$7,06/meter or Approximately 21,000\$/ha	1 row with 3m spacing, total surface: 0.3ha The costs are discounted over a period of 20 years. The estimated cost includes the maintenance costs.	WBVECAN, MAPAQ 2020c, Rivest (Personal communication)

Table 4.6 results show that the marginal operating costs of two soil conservation measures are negative for corn culture, which means that implementing these practices is actually profitable for farmers, in that they reduce costs when going from a traditional tilling method to no-till or chisel. However, these values do not take into account the cost of new machinery, which would influence the upfront costs of adopting soil conservation measures.

The costs of adopting cover crops vary depending on the type of crop used as a cover crop and on the method used to sow them. In the case presented in Table 6.6, the costs of rye catch crops in a soya field is twice as low as the costs of trefoil used as intercrop. However, Michaud et al. (2019) point out that although trefoil is more expensive, it provides more benefits (nitrogen credit in soil, improvement in the physical structure of the soil).

Windbreak costs are the only costs in Table 4.6 that are discounted over time, to account for the upfront cost of buying the trees. The value in \$/ha is provided here as an indication, to better compare with the two other costs. Nonetheless, using the value in \$/ha is not representative of the scale of these costs, since a farmer would not install a windbreak on all of its land. The use of windbreaks provides more ES benefits than the other two practices. In addition to reducing erosion, windbreaks can generate benefits in the form of wildlife habitats, enhance natural control of insects and reduce risks associated with drought (Branle and Hodges 2000).

#### 4.3.5 Barriers and levers to the potential participation of farmers in a PES program

As part of the follow-up questions, the survey inquired after the elements that would prevent or encourage the participation into the proposed PES program using multiple (closed) choice questions. Most of the barriers to taking part in a PES program were financial in nature, whereas the levers were more diverse (see Table 4.7). The levers mentioned most often show that the farmers who answered the questionnaire are environmentally conscious. This is consistent with the observation that 90% of the respondents have adopted at least one agri-environmental practice on their farm and shows that they are aware of their impact on the environment.

More specifically, the identified barriers concentrated on the possibility that the practices would reduce the farm productivity, the potential investment in new machinery, and the limited compensation offered by the PES programs. These barriers align with the preferences for agri-environmental measures: it makes sense for farmers

to prefer practices that do not reduce productivity (i.e., soil conservation measures, cover crops, windbreaks – to a certain extent).

Table 4.7. Barriers and levers to the potential participation of farmers in a PES program.

Factor category <sup>3</sup>	Barriers	Levers
Environmental Consciousness		Preserve resources (water, soil, ...) within the farm (64%) Contribute to an ecological objective (54%) Develop biodiversity in the exploitation and favor auxiliary cultures (42%)
Financial incentives	Monetary compensation is not enough WRT the efforts made (56%) Requirement to invest in new machinery (41%)	Obtain extra revenues (47%)
Social norms		Revamp the image of agricultural producers as actors engaged in biodiversity efforts (55%)
Farmers' demographics, knowledge and attitude		Learn new techniques and knowledge (41%)
Characteristic of BMP	Drop in turnover (40%) Lower production volumes (32%)	Work in a healthier environment (28%)
Characteristic of BMP & Macro factors	Lack of recognition of environmental criteria by governments (40%)	

#### 4.4. Discussion

The discussion revisits the choice of attributes and the significant interactions identified in the mixed logit analysis in light of factors influencing the adoption of agri-environmental practices.

---

<sup>3</sup> From Liu et al. 2018

#### 4.4.1 Choice of agri-environmental practices

The results of our analysis presented in Tables 4.3 – 4.5 show that surveyed farmers involved in crop culture are generally interested in taking part in a PES program and adopting agri-environmental practices. However, as also shown in Aslam et al. (2017) in the UK, their interest in adopting agri-environmental practices is limited to those that do not require drastic changes. Aside from the conversion of an active parcel to a wetland, windbreaks was the practice that incurred the least enthusiasm when compared to soil conservation practices and cover crops, although it was still of interest to some farmers, but only those presented with the Compensation level in % of costs. This attitude could be explained by the need to perform maintenance activities on the windbreaks, by the policy that prevents farmers from cutting down trees in windbreaks located in buffer zones (Protection Policy for Lakeshores, Riverbanks, Littoral Zones and Floodplains) and by the loss of farmland which does not occur with the other two proposed practices. These considerations, less knowledge of the practice and thus a steeper learning curve, more important upfront costs and the creation of a new ecosystem may contribute to higher costs relative to windbreaks. As shown in the review by Liu et al. (2018), practices that remove valuable land from production are less likely to be adopted, whereas those that are easy to use, have a smaller time requirement and are cost-effective are more likely to be adopted (McCann et al. 2015, Kalcic et al. 2015, Varble et al. 2016). The disinterest towards the conversion of an active parcel to a wetland can be explained by the fact that this practice is not profitable, it removes valuable land from production, and is neither easy to implement or reverse, thus discouraging experimentation with this measure.

The profitability of the soil conservation practices, such as no-till or reduced-till, most likely explains the large interest towards these practices. Data from Michaud et al. (2019) show that adopting soil conservation measures is profitable to farmers. More specifically, soil conservation measures reduce corn farmer's marginal costs of production of about \$76/ha for no-till (costs reduction of \$103/ha for cultural

operations and cost increase of \$27/ha for pesticides) and of \$40/ha for chisel (Michaud et al. 2019). The interest for these practices could also be explained by the fact that they are commonly used in agriculture and have been promoted as early as the 1980s and 1990s in the farming community, around Lake Erie for instance, notably to reduce erosion and to improve soil quality (Kleinman et al. 2015).

As for cover crops, they are useful for reducing erosion, improving soil fertility and structure, in some cases improving yield, and they can be successfully implemented with no-till practices (Bourgeois et al. 2019, Michaud et al. 2019). This complementarity between the two practices can positively influence the adoption of cover crops, especially given the popularity of soil conservation practices. The implementation cost of some cover crops vary between \$110/ha and \$226/ha in soya culture (CRAAQ 2016, Michaud et al. 2019). In terms of profitability of the practice, although some cover crops can be sold when harvested, harvesting and selling the crop would prevent farmers from getting the financial assistance under Prime-Vert. This is an element to take into account when choosing what strategy to adopt and what type of cover crop to plant. It may also take some time to determine what cover crops and application method are most suitable to a farm, an effort that may incur some costs (Bourgeois et al. 2019). In addition, the beneficial impacts of the cover crops may take a few years to be realized (Blanco-Canqui et al. 2015) and may reduce yields in the first three years (Decker et al. 1994) (Bourgeois et al. 2019). Some combinations of cover crops and the main crops also yield diverse results. In Quebec, for example, it was shown that the effect for soya on yield and profitability was less certain than for other crops (Belzile et al. 2018, Michaud et al. 2019). Winter survival is another element to take into account when choosing a cover crop (Michaud et al. 2019). Despite these uncertainties, soil conservation practices and cover crops can both positively influence productivity through improved soil fertility and reduced loss of soil through erosion. Moreover, Inman et al. (2018) observed preferences for such productivity-improving practices.

One of the potential economic and environmental downfalls of cover crops and soil conservation practices in the form of no-till, reduced till or chisel is the need to buy new machinery and the reliance on herbicides, in some cases, to kill crops at the sowing season (Gertler et al. 2018). From the perspective of the population as a whole, Lévesque et al. (2021) have shown that the most pressing concern for Quebec citizens, when it comes to agriculture, is the use of pesticides. This implies that, from a policy perspective, the Quebec population may not be thrilled to fund a PES that reinforces what they perceive as a problematic behavior.

#### 4.4.2 Factors influencing farmers' decisions to adhere to the PES

As mentioned in the Results, the finding that access to agronomic advice negatively influences farmers' interest in the proposed PES in the group described by Option A is surprising. Indeed, access to timely and credible information was identified as a factor that positively influences adoption of BMPs (Liu et al. 2018). In this case, the issue may rather be related to a general lack of access to technical information on agri-environmental practices specifically tailored to each farmer's reality. In a conference gathering farmers, practitioners, elected officials and researchers in 2019 (Colloque UPA-UQO), farmers mentioned that one of the main barrier to adopting new practices was the lack of information about the efficiency and profitability of agri-environmental practices in combination with specific crops. Although agronomic Clubs can sometimes do studies to test the efficiency of agri-environmental practices, they are limited financially and in their mandate. Also, it is unclear to what extent the different Clubs share information with non-members or other Clubs when they do produce studies. Finally, the advisory services do not come exclusively from agronomic Clubs.

In comparison, one could be surprised by the fact that farmers involved in the Prime-Vert program are more interested in adhering to the proposed PES in the group described by Option A. However, this may have to do with the complementarity between the proposed PES and the Prime-Vert program with regard to the funding and the mode of payment. The Prime-Vert program is a cost-sharing program, where 70%

of allowed expenses are refunded by the government, whereas the proposed PES reimburses more than 100% of the expenses or gives a monetary retribution in the form of a \$/ha. A farmer could use the Prime-Vert program to fund a part of the practice's implementation, and then use the PES to obtain a monetary compensation yearly. This practice has been observed by Zaga-Mendez et al. (2020) in the Montérégie region of Quebec. This phenomenon could also explain, in part, why farmers that have already adopted agri-environmental practices are more likely to want to take part in the PES. Not only would they be compensated for something that they have already implemented, but they may also be more comfortable with the practices in the proposed PES, which reduces the uncertainties associated with these practices.

#### 4.4.3. Factors influencing the preferences for attributes

The low (Option A) to the lack of interest (Option B) towards the collective bonus attribute may be caused by the value of the bonus (\$500) and the fact that farmers had to anticipate whether or not a sufficient number of farmers in their region would adhere to the program. Furthermore, given the finding by Daouda et Bryant (2016) that farmers in a subregion of Montérégie (a region in southern Quebec) have weak social ties, we could suppose that farmers do not trust each other enough to invest in the potential of a collective bonus. The authors referred to weak social ties in this context as a lack of trust between neighbors when it comes to agronomic tips and advice. Another option would be that, considering the other factors, there may have been too much uncertainty associated with this attribute for it to be worthwhile. In the study by Kuhfuss et al. (2015), where the aim was to enroll farmers (wine growers) in a program designed to improve water quality through a reduction in herbicides, the collective bonus was associated to an increase in participation in the program. Kuhfuss et al.'s (2015) proposal was a lot more specific regarding the environmental issue at hand and the means to resolve it. In our case, the aim was to promote the production of ecosystem services in general. The proposal was not targeting a specific environmental issue such

as water quality. In addition, the survey focused on individual actions undertaken by farmers and did not suggest the need for collective action.

The disutility for longer contracts suggests that farmers prefer flexibility. This preference may be explained by macro factors, such as the uncertainties regarding market prices and environmental regulations. Farmers who do adhere to a program may want a contract that allows flexibility to adapt their practices to external pressures in a more timely fashion. Other choice experiment studies had also found that farmers preferred shorter contracts, where in Ruto and Garrod (2009) the proposed contract length varied between 5 and 20 years, and in Lienhoop and Brouwer (2015), the proposed contract length varied between 10 and 50 years (for afforestation on agricultural lands). In the case of the study by Beharry-Borg et al. (2013), there was only a weak preference for the contract duration, where the proposed lengths were 3, 5, and 10 years. In addition, Ruto and Garrod (2009) and Broch and Vedel (2012) found that farmers valued flexibility in contracts.

The difference between the preferences of farmers from two groups (based on the Compensation levels in percentage of costs or \$/ha), could be explained by the inclusion of transaction costs in farmers' mental calculus, of what is an adequate compensation. This hypothesis is partly informed by the finding of Gagné et al. (2018), who showed that some farmers are less interested in taking part in governmental programs due to the reporting requirements and the administrative burden. These elements can count as non-monetary transaction costs, also called opportunity costs associated with less time to do productive work.

Finally, the significant and homogeneous preference of farmers for the higher compensation levels reinforces the idea that farmers are interested in a PES if it removes a financial barrier. The fact that there is significant heterogeneity in the preferences for other compensation levels may then be conditional on the practices that were presented to the farmers. From Table 4.6, we can observe that there is

considerable variability in the costs associated to different agri-environmental practices.

A limit of this analysis is the fact that we coded the Agri-environmental practices and Contract proponent attributes as ordinal variables with the mixed logit analysis, instead of treating them as categorical variable. As Pasta (2009) argues, this decision is valid as long as it is justified, as we did in Section 4.2.2.2. In the case of the Agri-environmental practices, the results from Table 4.3 and 4.4 further reinforce our decision to code the levels based on the level of effort. In the case of the Contract proponent, the difference between the results from Table 4.3 and 4.4 could suggest that using a categorical variable would have better represented the data for farmers presented with the Compensation levels in \$/ha.

#### 4.5. Conclusion

This study shows that farmers are interested in taking part in a PES program, but they are less willing to adopt practices that are less widely adopted in the farming community and that are less or not profitable at the private level. In addition, their interest for taking part in a PES program decreases with the restrictiveness of contract features, such as long contract duration. When determining the level of payment offered to farmers as part of a PES, our results suggests that farmers will most likely want to take part in a program where the proposed payment includes transaction costs.

Our results also reinforce or contradicts some of the effects collected by Liu et al. (2018). In our case, the effect of gender was negative for a subgroup, and the effect of environmental stewardship (already involved in Prime-Vert and having already adopted agri-environmental practices) positively influenced adherence to the PES. We also found insignificant effects with regard to farming as a lifestyle, the presence of farm animals (diverse operations), and the influence of organic farming (environmental stewardship).

With the recently launched Sustainable agriculture plan (MAPAQ 2020d), the government has stated its intention to launch a pilot project for a provincial PES program. Decision-makers can use results from this study to begin discussions with farmers on the best voluntary mechanisms to help them adopt environmentally beneficial practices. The results of this study should not, however, be used without proper consultations with farmers as they likely represent the perspective of early adopters and pro-environment farmers.

## CHAPITRE 5

### FARMERS, THE ADOPTION OF AGRI-ENVIRONMENTAL PRACTICES AND PAYMENTS FOR ECOSYSTEM SERVICES: AN AGENT-BASED MODEL

Article en préparation.

L'Ecuyer-Sauvageau, C., Chion, C., Fouqueray, T., Dupras, J. Farmers, the adoption of agri-environmental practices and payments for ecosystem services: An agent-based model.

Dans le cadre de chapitre, Clément Chion a offert son expertise en modélisation multi-agents au cours des différentes étapes de l'élaboration du modèle. Tous les co-auteurs ont contribué à la révision de l'article.

#### 5.1 Introduction

Diffuse pollution generated by past and current agricultural practices affect water quality. Research shows that excessive fertilizer application, and especially phosphorus (Sharpley et al. 2013, 2018; Jarvie et al. 2013; Kleinman et al. 2015), has led to eutrophication of water bodies, the occurrence of algal bloom events, and the accumulation of nutrients in soils (Goyette et al. 2016, 2018). As the knowledge on the relationship between nutrient accumulation in water bodies and the application of fertilizer increased, solutions aimed at resolving this issue have emerged. Many of these solutions target farmers, so that they adopt agri-environmental practices (AEP) or best management practices. In North America, the main mechanism used to induce change in practices is voluntary adoption, through policies and programs based on education, outreach and incentives (Chapman et al. 2019). Incentive-based programs have taken many forms, such as cost-sharing when implementing a practice and payment for foregone income when adopting a practice or conserving land. Some agri-

environmental programs can be thought of as payment for ecosystem services (PES). PES are incentive-based programs in which an incentive (financial or otherwise) is given to a provider of ecosystem services (ES) in exchange for the adoption of practices that allow the service(s) to be maintained or improved. This definition of a PES, which can encompass government-led and community-led programs, as well as market mechanisms (Vatn 2010), is inspired by Muradian et al. (2010) and by Wunder (2015).

However, the adoption of AEP has been somewhat limited (Collins et al. 2016), and many studies have focused on the reasons behind this limited adoption (e.g. Perrot-Maître 2006, Barnes et al. 2013, Collins et al. 2016). Some of these reasons have to do with the practices themselves and how they can be integrated into the farm model. Others have to do with the farmers, their level of risk aversion, their environmental consciousness, their view of their role as farmers, and the information and awareness they have about the practices. They may also have to do with the incentives (when available) and the broader institutional context that frame the programs and policies (Mettepenningen et al. 2013), with social norms in a specific area, and with other macro factors, such as climate change and market prices. For a review of these and other factors, see Pannell et al. (2006), Prokopy et al. (2008), and Liu et al. (2018).

Allocating funds based solely on farmers' willingness to adopt practices may not be the most cost-efficient way to reduce diffuse pollution. This is especially the case if the objective is specifically to reduce nutrient transport towards water bodies, for the reasons mentioned above and because of the nature of this pollution. Since most agricultural practices generate diffuse pollution, instead of point-source pollution, it is very difficult and costly to directly measure the contribution of any one farm to the degradation of water quality. For instance, the location of a farm in a watershed can greatly affect its contribution to water quality. Other influential factors may include historical practices, the quantity and concentration of nutrients present in soils, topography, pedology and land cover (including the type of crops grown) (King et al.

2015, Goyette et al. 2016, 2018). In a watershed, eutrophication thus emerges from the behaviours of many actors in different parts of the system.

Agent-based models (ABMs) are used to analyze emergent phenomena that arise from the aggregation of individual decisions in interaction with a defined environment. ABMs are especially relevant and innovative in their study of complex systems. ABMs can lean on stylized equations, system dynamics, network analysis, spatial representations (e.g., explicit or abstract) or participatory components. The level of detail required to create a model is directly related to the purpose of the model itself (Filatova et al. 2013, Schlüter et al. 2019). While a necessary balance is required between complexity and complicatedness, models that attempt to replicate a case study or to evaluate the impacts of policies will require more data than models that aim to understand generic behaviours in social-ecological systems (Schlüter et al. 2019).

In this article, our aim is to assess the cost and ES benefits of an environmental incentive program (PES) geared towards the adoption of AEPs. To do so, we describe a new agent-based toy model encoded in NetLogo (Wilensky 1999) designed at the farmers' level of decision-making. We draw from our results to explore how farmers' adoption or rejection of PES programs, at the individual level, influence water quality and the distribution of ES at the landscape level. This model is based on the one developed by Bartkowski and Strauch (2020). Economic theory posits that the objective of the firm is to maximize profits. This is supported by the results of a previous study carried out with farmers (L'Ecuyer-Sauvageau et al. *Chapter 4*, In prep.). The choice of an ABM to achieve our research objective is based on two main elements. First, an ABM allows us to simulate the decisions of many users (farmers) at once based on a decision-making model and data. Second, an ABM allows us to observe how the environment will change dynamically as a result of these decisions. Since simple rules are used to drive the model, we can test which rules allow the model to replicate real-world behaviour most closely.

In the following sections, we begin with a short review of agent-based models on agri-environmental issues and decision-making. This review provides an overview of the ways in which ABMs have treated decision-making and have been designed to analyze agricultural policy impacts in agri-environmental studies. Then we present the model description using the extended “Overview, Design Concepts, and Details” (ODD+D) framework, a standard protocol proposed to describe the theoretical and empirical background of ABMs (Müller et al. 2013). This framework expands on the original ODD protocol, initially developed by Grimm et al. (2006) which was designed with an ecological perspective, to include human decision-making (Müller et al. 2013). It includes fifty-one questions, divided in three overarching categories (Overview; Design concepts; Details). This standard protocol allows modellers to describe decision-making, adaptation and learning of agents, but also to clearly explain the theoretical and/or empirical background of the models (Müller et al. 2013).

We then present and discuss our simulation results and our intention to develop the decision-making aspect of the model further in the future. We conclude with further suggestions for assessing the costs and benefits of a proposed PES.

#### 5.1.1 Agent-based models and agri-environmental practices

Previous studies have used ABMs to explore the impact of farmers’ decisions on the environment. We were especially interested in the ways in which farmers and their decision-making processes are represented in some of these models and how they took into account the biophysical aspect of the model when evaluating policy impacts.

Decision-making processes of agents is an important topic, because of its implications for developing reliable policy recommendations (An 2012, Milner-Gulland 2012, Levine et al. 2015). For instance, the design of policies may change drastically if farmers are characterized strictly as profit maximizers, which is a simplifying assumption (Levine et al. 2015). However, it has been shown that this behaviour is not dominant among individuals in the population (Schlüter et al. 2017), although concern

for profit is an important element that is raised by farmers when choosing to adopt an AEP or not (e.g. Van Herzele et al. 2013, Gagné et al. 2018, L'Ecuyer-Sauvageau et al. *Chapter 4*. In prep.). Decision-making processes is thus the object of Groeneveld et al.'s (2017) review of ABMs. In their article, they analyzed the decision-making representations of human agents in 134 ABMs that focused on land use change. More specifically, they analyzed how the characteristics of the representations of decision-making, including uncertainty, adaptation, learning, interactions, and heterogeneity, were taken into account in the models. Groeneveld et al. (2017) found that most studies used empirical data (use of results from surveys instead of theory) as opposed to decision-making theories in their models. When they did use decision-making theories, ABMs frequently used the expected utility theory and the bounded rationality theory. They also found that economic drivers were the most frequently determinants used to influence decision-making, followed by access, environmental and social factors, and then altruism. In another review, Huber et al. (2018) found that, in ABMs, the decision-making processes of European farmers focus on individual values, attitudes, preferences and (mostly economic) interactions between farmers in networks. They noted that the key factors of decision-making of these farmers are the multi-output nature of production, the importance of non-agricultural activities, heterogeneous households and family characteristics, and the need to include short and long-term decision-making (Huber et al. 2018). In an applied ABM, Daloglu et al. (2014) used a simplified farmer typology in which farmers were divided into four types that influenced their preferences and behaviour, to account for the heterogeneity of farmer decision-making processes. The use of different farmer typologies was found to improve model behaviour in a study by Malawaska et Topping (2016).

Agri-environmental issues and the impact of policies on agriculture is another related research area. The review by Kremmydas et al. (2018) analyzed ABMs that sought to explore the impacts of policies on agriculture, in ABMs that were using empirical data and whose analysis focused on individual farms. Their main observations were that the

broader scale effects of decision-making were generally not studied, and that emergent phenomenon (e.g. an increase in farm size as a result of investments in technology) were often not demonstrated, even though the study of emergent properties of a system is central to ABM. They argue that these shortcomings reduce ABMs' significance as a tool to study complex systems. This review did not focus on whether the models were spatially explicit or not. However, in their ABM, Cong et al. (2014) evaluated whether the management of agriculture at a landscape level would provide more ES than management at the farm level. Using three submodels (1-ES [pollination], 2-Yield and Profit, 3-Spatial planning), they found that management at a landscape level provided more ES. However, their model was limited by the fact that the landscape was relatively homogeneous. Daloglu et al. (2014) combined a farmer typology with a stylized (abstract representation of a specific watershed) but spatially explicit ABM relying on the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model used to simulate the quality and quantity of surface and groundwater at a watershed scale. The interest of this approach is its capacity to be used in different contexts since it uses a stylized spatial analysis. The purpose of Daloglu et al.'s (2014) model was to explore the potential impacts of policies on farmers' decisions and water quality. In another model used to evaluate the environmental and social impacts of a PES through feedback loops, Huber et al. (2013) used a spatially explicit biophysical model coupled with an ABM that dealt explicitly with human behaviour and policies. These last three models explore the impacts of policy decisions on the environment through a spatially explicit analysis, but they use different assumptions (homogeneous landscape, stylized representation of the environment, specific local context).

## 5.2 Methodology

We adapted the ALABAMA-ABM model (version 1.0.0) by Bartkowski and Strauch (2020), available on the CoMSES Net model library, fed with secondary data and theoretical knowledge.

### 5.2.1 Case study

Our analysis takes place in the Montérégie region (south of Quebec, Canada). Algal blooms are a very visible phenomenon, which is ideal for a visual depiction of the issue in the model and a recurrent problem in the Missisquoi bay watershed. This region is also the object of a pilot project for a PES program (ALUS-Montérégie) (Zaga-Mendez et al. 2020). A cost-sharing incentive program, Prime-Vert, is already available to encourage farmers in adopting AEPs (Lavallée et Dupras, 2016, Zaga-Mendez et al. 2020). However, its popularity is somewhat limited, in part because only 70% of implementation and some maintenance costs are reimbursed to farmers, because of the paperwork and time required to fill out forms and reporting, and because of the lack of concrete results and/or information about the efficiency of the AEPs to resolve issues (Gagné et al. 2018).

### 5.2.2 Overview

**Purpose.** The purpose of the model is to describe the main mechanisms underlying farmers' decision-making with regard to adhesion to a PES and adoption of an AEP, and how the adopted practices generate ES. This allows us to evaluate how the adoption of AEPs can affect water quality (proxy: algal blooms) and the export of phosphorus. The model's main component relates to how farmers make decisions when presented with a PES. In the model, there are three formats of PES. Program A is a general cost-recovery program where a proportion of the marginal costs incurred by an AEP are reimbursed. Program B is a targeted cost-recovery program, favouring farmlands more at risk of exporting phosphorus to waterbodies by offering them an additional financial incentive in \$/ha. Finally, Program C offers a financial incentive in \$/ha to all farmers willing to adopt an AEP. The cost recovery is based on the AEP adopted by the farmer on a specific patch (see Table 5.3 in the Appendix), whereas the financial incentive is based on the crop culture (see Table 5.4 in the Appendix). In Quebec, Prime-Vert is an existing cost-share program that subsidizes the adoption of AEPs, among other things. Another is the ALUS program, currently in its trial phase in the Montérégie

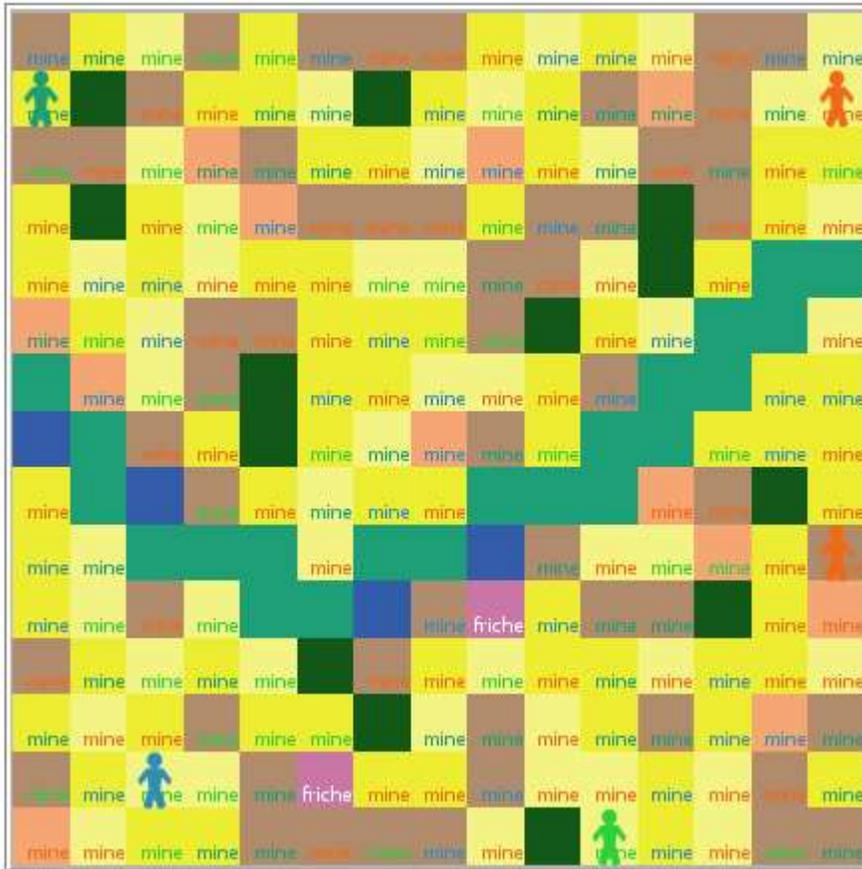
region, which provides an annual payment to farmers based on the percentage of land under the PES contract and the AEP adopted (Zaga-Mendez et al. 2020). Participation in the ALUS program can be combined with funding from the Prime-Vert program. The Prime-Vert and ALUS programs and their combination inspired the proposed program offered in the ABM. However, our targeted program (B) is also inspired by a proposition to the International Joint Commission on the Lake Champlain that suggested targeting lands that are more at risk of exporting phosphorus into waterbodies (NEIWPC et al. 2019).

The AEPs that the farmers can adopt on a given patch are: riparian buffer strips (10 metres), no-till, cover crops, windbreaks, conversion of crop culture to cereals, and conversion of crop culture to forage.

The model development is based on empirical data gathered in previous studies (L'Ecuyer-Sauvageau et al. *Chapter 4*, In prep., Gagné et al. 2018), on the expected utility theory and the descriptive norm theory (Cialdini et al. 1990, Schlüter et al. 2017). Whereas the model is mainly empirically driven, it can help policy-makers to understand the environmental outcomes of policy structure and farmers' decision-making. It can also be used as an informative tool to foster the collection of additional data. As a simple representation of a complex system, the ABM can help identify knowledge gaps in the system. The model can also be used, to a lesser degree, by watershed organizations and agricultural organizations, such as advisory clubs that guide farmers when it comes to adopting AEPs. The model would help them understand how the farmers' choices of AEP generate ES in the form of public benefits, even though the positive impacts may not be directly observable on the farm and/or in a short timeframe. They may, in turn, use this information to support outreach with farmers. This may be helpful as some studies and surveys have shown that the lack of direct, observable results can limit AEP adoption (Van Herzele et al. 2013, Gagné et al. 2018).

**Entities, state variables, and scales.** The model includes one category of agents: farmers who make decisions about which AEPs to adopt on their farm (or not). The number of agents varies from 2 to 5 depending on the model specification at initialization. The model is composed of three categories of spatial units (patches): crops (Forage in brown [54], Soy in light yellow [49], Corn in dark yellow [70], Cereals in light orange [12], Fallow land in purple [varies]); forests (13 in dark green); and water (25 in blue or turquoise). The number of crop patches per category varies based on the number of farmers. Water takes two values; blue when it is not affected by an algal bloom and turquoise when there is an algal bloom. The proportion of the land use patches is based on the proportion of land uses in the Missisquoi Bay watershed (in the Montérégie region) (Gangbazo et al. 2006 in Chouinard et Bérubé 2015). Corn crops represent 32% of the patches, forage crops 24%, soya crop 22%, cereal crops 5%, forests 6%, and water 11%. As for the spatial resolution, 1 patch represents 1 hectare of land. In Quebec, the average size of farms is 113.4 ha (3,279,267 ha [Statistics Canada 2016e] / 28,919 farms [Statistics Canada 2016e]), hence farmers are allocated many patches.

Figure 5.1. Screen capture of the model at initialization.



Farmers are randomly allocated crop patches. If a crop patch has not been allocated, it becomes a fallow land. The number of patches owned, and the type of crop grown on them influence the farmer's income. The farmers' rationality (simple decision-making model) can either be rational (profit maximizing), pro-environmental or influenced by their neighbours. Rational farmers (4 chances out of 6) make decisions in order to maximize their expected utility (profit). Pro-environmental farmers (1 chance out of 6) are also rational, but when the expected utility is the same for patches with an AEP vs no AEP, they adopt an AEP. Farmers influenced by their neighbours (1 chance out of 6) first look at their neighbours to determine if at least 6 out of 8 have adopted an AEP. If so, they will adopt an AEP, otherwise, they will follow the same decision-making strategy (profit maximization) as a rational farmer. The proportion of rational farmers

is based on the results from Van Herzele et al. (2013), where 58-79% of Wallon farmers' main reason for adopting AEPs was the increase in revenue, while the main reason was the positive impact on the environment for 15-27% of farmers. For 8-16% of farmers, the main reason was related to other people's advice and the positive image of the farm. Since we did not have access to precise information about these preferences for a large number of farmers in Quebec, we approximated these results in our modeling.

Space is included in the model as a generic representation of a farming landscape which includes a river and forest patches. It does not include urban areas and roads. The spatial representation should be viewed as a stylized representation of an agricultural landscape and not a representation of a real landscape.

In the landscape, patches can be cultivated (crop patches where corn, soya, forage or cereals/wheat are grown) or not (forest, water, or fallow lands, i.e. crop patches that are not owned by a farmer). Each crop has a price (see Table 5.5 in the Appendix) and a level of phosphorus export from the patch in kg/ha/yr (based on data from Michaud et al. (2019) which takes into account phosphorus loads in soils) (see Table 5.7 in the Appendix).

Crops and forest patches have an indicator of connectivity that varies based on the presence of permanent vegetation. Permanent crops have a connectivity of 0.5 (forage), annual crops have a connectivity of 0 (corn, soya, cereals), and forests and fallows have a connectivity of 1. These values were defined based on a judgement call.

Crop and forest patches also have a soil type (clay, sand, loam, topsoil) associated with a basic load of phosphorus in kg/ha-yr (Michaud et al. 2019: 22, Wood personal communications) (see Table 5.7 in the Appendix). The soil type influences the risk of erosion and the transport of phosphorus in soils (Info-Sols<sup>4</sup>). Phosphorus is present in

---

<sup>4</sup> <http://www.info-sols.ca/>

excessive concentrations in 33% of crop patches in a subwatershed in the Montérégie region (Chouinard et Bérubé 2015). This subwatershed is largely characterized by a large proportion of agricultural lands.

Water patches also have a basic load of phosphorus, which corresponds to the sum of phosphorus exported from neighbour patches (crops, forests, fallow). When the load of phosphorus reaches a threshold of 1.5 mg/L in water patches, then an algal bloom can occur in the water patch. This threshold is quite high when we consider that a total phosphorus concentration of 0.02 mg/L is considered problematic in waterbodies (Correl 1998, in King et al. 2015), and that the risk of developing algal blooms in a waterbody are higher if the phosphorus concentration is at least 30 µg/L (or 0.03 mg/L) when other conditions are present (high temperature, stagnant water) (Ellis 2009). However, since our model does not include a proper module to model phosphorus transport from soil to water patches, using a higher concentration threshold is a conservative approach from an environmental perspective.

Exogenous factors drive the evolution of the model, such as crop prices and crop yield (see Table 5.5 in the Appendix) (FADQ 2020, ISQ et MAPAQ 2019, 2020).

### **Process overview and scheduling.**

One timestep represents one (1) year. At the beginning of the year, farmers decide whether or not to enroll into the proposed program and implement a 5-year AEP contract on crop patches, based mainly on anticipated profits. Farmers then calculate their income based on yield (which is equal to profit) and, when relevant, on the PES cost recovery or incentive. The model runs for 25 years, to take into account for the impact of changes in practices over the lifespan of a farm.

At initialization, the modeller creates between 2 and 5 farmers and selects a PES program (Program A, B or C). Then, crop patches are randomly assigned to farmers or labelled as fallow lands, and all remain non-transferable. Farmers are assigned a profit-maximizing, pro-environmental or neighbours-driven rationality that influences their

decisions to adopt or not AEPs (at initialization, all crop patches are cultivated without an AEP). The yield of each patch is then calculated based on the percentage of land that can be cultivated (the default is 100%) and the crop's price and expected yield (see Table 5.5 in the Appendix). Equation 1 is used to calculate yields at the end of one timestep. Here, we use the expected yield obtained randomly based on the values from the period 2010–2018.

$$\text{Yield} = \% \text{ cultivated land} * \text{price} * \text{expected yield} \quad (1)$$

The next phase is to calculate the ratio of patch neighbours who have adopted AEPs. Then, for each patch, we calculate the environmental impacts of the land management. This includes determining if the patch is at risk of exporting phosphorus, based on the concentration of phosphorus in soil and on the proximity of water patches. A hypothesis of the model is that all of the patches are part a watershed, and that the excess phosphorus will move towards the river (water patches). Algal blooms, used as a proxy to evaluate water quality, can occur in water patches if more than one neighbouring patch export phosphorus. In this case, the load of phosphorus in the water patch is equal to the sum of phosphorus exported by the neighbours. An algal bloom can also occur if 1 or 0 patches export phosphorus and if the accumulated phosphorus load in sediments is more than 1.5 mg/L.

The profit is then calculated per patch (Equation 2, 3) and the global income per farmer is calculated (Equation 4). The cost recovery (% of costs) applies when a farmer partakes in Programs A and B, but in the case of Program B, the bonus (\$/ha) only applies to patches at risk. For Program C, only the bonus (\$/ha) applies (Equation 3).

$$\text{Patch profit}_{A,B} = ([\% \text{ of cultivated land} * \text{price} * \text{expected yield}] + [(\text{costs} * \text{cost-recovery incentive}) + \text{bonus} (\$/\text{ha})] - \text{costs}) \quad (2)$$

$$\text{Patch profit}_C = ([\% \text{ of cultivated land} * \text{price} * \text{expected yield}] + \text{bonus} [$/\text{ha}]) - \text{costs} \quad (3)$$

$$\text{Income} = \text{sum} [\text{profit}] \text{ of a farmer's land} \quad (4)$$

At the beginning of each turn, farmers are asked to calculate the potential profit for each of their patch for a scenario where they adopt an AEP and a scenario where they do not. Ultimately, the decision to adopt an AEP is made at the patch level, but there is a limited number of patches can be changed in one timestep. The potential profit without the program is calculated using equation 5, and the potential profit with an AEP, as part of the different programs, is described in equations 6–8. In the estimation of the potential profit, we suppose, based on Statistics Canada data (2017d) that, for each dollar earned, farmers have to spend 84 cents, which leaves them with a potential profit of 16 cents.

$$\text{Patch potential profit}_{\text{No AEP}} = ([[\% \text{ cultivated land}] * \text{price} * \text{expected yield}] * 0.16) \quad (5)$$

$$\text{Patch potential profit}_{\text{AEP and Program A}} = ([([\text{cultivated land}] * \text{price} * \text{expected yield}) * 0.16] * \text{incentive} [\% \text{ of costs}]) \quad (6)$$

$$\text{Patch potential profit}_{\text{AEP and Program B}} = ([([\% \text{ cultivated land}] * \text{price} * \text{expected yield}) * 0.16] * \text{incentive} [\% \text{ of costs}] + \text{targeted bonus} [\$/\text{year}]) \quad (7)$$

$$\text{Patch potential Profit}_{\text{AEP and Program C}} = ([([\% \text{ cultivated land}] * \text{price} * \text{expected yield}) * 0.16] + \text{targeted bonus} [\$/\text{year}]) \quad (8)$$

The value of the targeted bonus (\$/year) is fixed and comes from Michaud et al. (2019) (see Table A.5.2).

Based on the calculated potential profits, a farmer decides, for its own patches, up to a predetermined limit (the number is decided by the modeller), whether to adopt an AEP or not. Farmers are then assigned a specific AEP to adopt. Farmers are more likely to adopt simpler AEPs (no-till, cover crops) than more complex ones (riparian buffer, windbreaks, conversion of land to another crop). When farmers adopt an AEP, they have to keep it for 5 time steps, at which point they are allowed to go back to no AEP or switch to another AEP. After this, farmers count how many of their neighbours have adopted an AEP.

In the model, we can also enable two procedures to impose environmental catastrophes (insect outbreak, drought, flood, or violent winds) which affect yield, and to impose crop price changes. The catastrophes are imposed after the farmers have made their decision, and thus farmers cannot change their decisions to account for these catastrophes. The detail of the impacts of these catastrophes on crop patches are given in Tables 5.8 and 5.9 in the Appendix.

The impacts of the choice of intensive agriculture or choice of AEP are taken into account in the final evaluation of the profit per patch. The final profit per patch is different than the potential profit, as the environmental impacts are calculated and the real cost per AEP is accounted for. For each patch, an indicator of the number of ES generated is calculated based on their AEP (see column ES score of Table 5.3 in the Appendix), as well as its yield (Equation 1) and real profit (Equation 2 or 3). Contrarily to initial calculation of potential profit, the values used at this stage account for the proportion of cultivated land that is specific to AEPs in equation (1). An individual farmer's income is obtained by aggregating patch profits (Equation 4).

After 5 time steps, yearly AEP expenses are calculated, based on the incentives granted to farmers (Equation 9). Budget calculation slightly differs for the targeted AEP program. In this case, we have added a symbolic value of \$1.5 per farmer to represent transaction costs (nb of farmers \* 1.5) when the program is targeted, based on an additional demand on the program management (Cooper et al. 2009 in Van Herzele et al. 2013).

$$\text{Program Expenses} = (\sum[\text{Marginal costs of measures} * \text{incentive}_{\% \text{ of costs}} * \text{cost}] + \text{targeted bonus} + [\sum \text{farmers-with-AEP}] * 1.5) \quad (9)$$

If the program expenses exceeds the government's (the observer's) yearly budget (\$9,510/farm), a warning is issued. The budget results from three contributions: (i) the province's water users' willingness to pay, evaluated in L'Ecuyer-Sauvageau et al. (2019) at \$353/year per user; (ii) the proportion of boaters (a specific type of water

users in the province of Quebec, which corresponds to approximately 779,102 people<sup>5</sup> who would be asked to contribute to a potential PES, and (iii) multiplied by (nb farmers/28,919 farms) which is the proportion of farmers in the ABM divided by the number of farms in the province (Statistics Canada 2016e). This budget represents the additional money the government could access to fund a PES based on willingness to pay of recreational water users in the province.

### 5.2.3 Design concepts

#### **Theoretical and Empirical Background**

The model focuses mainly on human decision-making in a social-ecological context, where agents' (farmers) adhesion to an AEP program impacts the environment and potentially other agents. The theoretical frameworks underlying human decision-making are described in the section "Individual decision-making" below.

Empirical data are used in our model to support the ecological and economic dynamics. To estimate the initial loads of phosphorus in soils (stock), we derived data from Wood's (Kolinjivadi et al. 2019b, Wood personal communications) modelling of the Missisquoi Bay watershed. Crop-specific export of phosphorus (flow) was taken from Michaud et al. (2019); the phosphorus export considers the load of phosphorus in soils in the Missisquoi bay area. As for the effect of some AEPs (10 metres riparian buffer, no-till, and cover crops) on the export of phosphorus (influence on flow), we used data provided by Sylvia Wood (Personal communications, Kolinjivadi et al. 2019b). For the other AEPs (conversion to another crop culture), we used data from Michaud et al. (2019) on the transport of phosphorus. All of the data used to infer value onto patches are described in the Appendix.

---

<sup>5</sup> 23% of boaters \* 3,387,400 [active population of Quebec working full time in 2020 ISQ 2021]

Prices and yields data were obtained from FADQ (2020) and ISQ et MAPAQ (2019, 2020), and mean profit margins spring from Statistics Canada (2017d). The percentage of land that can be cultivated after the implementation of practices is estimated.

Algal bloom events are very difficult to model, as they occur in specific conditions (temperature, water depth, presence of nitrogen, and other unknown factors) (Wolf and Klaiber 2017, Pinay et al. 2017). Therefore, we used very simplified assumptions based on the concentration of phosphorus in the water patch to determine whether or not an algal bloom event occurs. This concentration is estimated based on the export of phosphorus from adjacent crop and forest patches.

### **Individual decision-making**

We used the expected utility theory (rational farmers), insights from the descriptive norm theory (Cialdini et al. 1990, in Schlüter et al. 2017) (for farmers influenced by neighbours), and a combination of theoretical and experiential insights from pro-environmental behaviour and expected utility theory (for pro-environmental farmers) to develop the farmers' decision models. We also used a typology of farmers by Van Herzele et al. (2013), which describes farmers according to their modes of participation (which influences their choice of AEP based, among other things, on their level of complexity). The empirical data come from a choice experiment survey that targeted farmers involved in crop cultures in the province of Quebec. The purpose of the survey in (L'Ecuyer-Sauvageau et al. *Chapter 4*, In prep.) was to understand the interest of farmers to participate in a PES program and their preferences for specific AEPs (which ones were of interest to farmers). All of the farmers react to expected profit when making their decisions. Based on the literature, we consider this assumption appropriate except maybe for early adopters who may be less risk-averse (Van Herzele et al. 2013, Defrancesco et al. 2018).

Calculation of non-AEP patch potential profit always assume that 100% of the land will be cultivated, with a yearly random variation of price and expected yield, which

we believe more realistic than fixed/constant values. The actual profit per patch, however, varies with the percentage of AEP patches, environmental catastrophes (if any) and changes in prices (if any).

The spatial configuration of the patches can influence the decision process if the PES program targets patches at risk or not. In the case of the targeted program (Program B), the bonus only applies to patches at risk, which include patches at a maximum distance of 2 patches from water patches.

The 5-year duration of AEP contract was chosen to mimic the contractual obligations that farmers have when they decide to implement an AEP and to receive a subvention for it in the Prime-Vert program (Government of Quebec 2018).

Uncertainty is included in the farmer's decision. In reality, farmers make decisions about what crops to grow, where, and what AEP to implement based on knowledge of their land, on past yields, and on some previsions about the future. They can adjust their practices as they go, but they are still vulnerable to unanticipated events, such as price variations and climatic events. To mimic this in a simplified way in the model, farmers decide at the beginning of the game whether they want to implement an AEP on their land based on a price and yield determined randomly from a set of values from previous years. When this choice is made, then the model randomly selects an AEP and applies codes that influence the actual price and percentage of land cultivated.

**Learning.** There is no learning process in this model.

**Individual sensing.** The variables that farmers knowingly take into account into their decisions are prices, percentage of cultivated land, and expected yield. The neighbour-influenced farmers know whether their neighbours (8) adopted an AEP but do not have information about their neighbors' production. As of now, there are no costs for cognition; we did not include transaction costs into the model for farmers.

The patches considered at risk of exporting phosphorus towards the river can be shown in red if the chooser is enabled, and the distance from the river has to be defined (1 or 2). This information is only visually available to the person running the model.

**Individual Prediction.** This model is not designed to predict future conditions. However, when farmers decide whether or not to take part in a program and adopt an AEP, they make prediction about their future profit per patch, and this decision is influenced by their rationality (rational, pro-environmental, or neighbour-influenced).

**Interaction.** The only interactions are passive; farmers who are influenced by their neighbours are affected by the other farmers' decisions. Water patches are affected by the decisions of farmers to adopt AEPs on riparian patches. Interactions are automatically computerized.

**Collectives.** None.

**Heterogeneity.** Farmers have heterogeneous decision-making rationality. Farms are heterogeneous in terms of size and crop type. Patches are heterogeneous in their distribution and nature (e.g. forests, crops, water).

**Stochasticity.** Stochasticity is initially included in the allocation of patches to farmers, but also in the determination of a farmer's rationality, and a given year's prices and expected yield. In addition, farmers randomly select an AEP from a list. The model also randomly selects a catastrophe or a price change at every timestep.

**Observation.** The model records the rationality of farmers, the mean profit of patches, the number of AEP by the type of AEP, and the proportion of AEP per crop type. It also records the minimum, maximum, and mean export of phosphorus from grass patches, the number of river patches that have algal blooms, the quantity of phosphorus in sediments, and the ratio of patches where an AEP has been adopted vs the number of grass patches. Finally, it records the budget and government expenses (macro data).

The emergent patterns to be observed are the number of AEPs implemented based on the PES program offered, and algal blooms disappearance because of farmers' decisions.

#### 5.2.4 Details

The model was implemented using the NetLogo platform 6.0.4 and supported by Windows 10.

At initialization, a number of farmers possess  $n$  number of grass patches on which they can grow crops. The location of patches (and whether they are forest, water or grass [and what type of crop]) is always the same; the only change is the location of fallow lands because fallow lands corresponds to crop patches that have not been allocated to farmers (which is done randomly). Initial price and expected yield vary within a fixed range of values. The Program also has to be selected at initialization, and the values for the incentive (% of costs) (between 0.7 and 2) have to be defined.

**Input data.** The model import data to set the spatial configuration of patches, and soil granulometries. The granulometry of soils influences the soil type and the initial load of phosphorus in a patch's soil. As for the configuration of patches, crops can change only if specific AEPs are selected (conversion of crops to forage or cereals) and when a crop patch has not been allocated to a farmer (it then turns into fallow land).

**Submodels.** None.

#### 5.3 Results and discussion

The model developed so far is designed as a toy model to describe the current situation of AEP adoption by farmers, based on knowledge that we have about the Missisquoi Bay watershed and farmers in the province of Quebec. The following results should consequently be considered as a preliminary exploration subject to further improvements.

### 5.3.1 Simulation

We conducted three main simulations; one with a Program A (900 runs), one with Program B (900 runs), and another with Program C (150 runs). Programs A and C are available to every farmer and for every patch, whereas Program B provides a bonus only for at-risk patches. The details of the simulation are described in Table 5.1. We limited the number of farmers in the model to 2 and 5, so that the size of their respective farm (93 ha; 37 ha) does not deviate too much from the provincial average (113 ha). In these simulations, we did not enable the environmental catastrophes and price changes procedures, so that we could obtain baseline results.

Table 5.1. Experimental plan

Factors	Values/modalities		
	A	B	C
Name			
Program	Global Cost-recovery (% of costs)	Targeted	Global incentive (\$/year)
Incentive (% of costs)	70%; 90%;100%; 120%; 150%; 200%	0%; 70%; 90%; 100%; 120%; 150%	None
Bonus (\$)	None	See Table A.7.2	See Table A.7.2
Number of farmers	2; 5	2; 5	2; 5
Nb of patches per farmer where an AEP can be adopted	5; 10; 20	5; 10; 20	5; 10; 20
Number of repetitions per parameter	25		
Versions of the code	Which patch should adopt an AEP? Profit-maximizing: Choose only those for which the change would increase potential profit the most among patches whose profit can be improved with an AEP. Randomized: Choose randomly among patches whose profit can be improved with an AEP.		

### 5.3.2 Adoption of agri-environmental practices and program modalities

Our results show different trends of adoption based on the proposed program (A, B or C). When presented with Program A (cost recovery), farmers did not adopt AEPs when the percentage of costs was below full cost recovery (100%). This is consistent with the coded behaviour of farmers. The behaviour was coded so that when the potential

profit of patches with an AEP was lower than the potential profit without an AEP, a farmer would not adhere to the program, even though the farmer had a pro-environmental behaviour. Pro-environmental farmers would only adopt an AEP when the potential profit would at least equal the potential profit without an AEP.

This situation is not quite representative of the cost-recovery program in Quebec, Prime-Vert. In its first iteration (2013–2018), when 90% of the costs were reimbursed, 10.3% of farmers in the Montérégie region participated in the Prime-Vert program (Zaga-Mendez et al. 2020). It should be noted, however, that of the funded projects in the province of Quebec, only 30.7% of projects (and 23.14% of total funding) were about soil conservation, hedgerows, biodiversity conservation projects or expanded riparian strips (Zaga-Mendez et al. 2020). It is unclear, based on the available data, what percentage of funded projects were in the Montérégie region. As a result, even though there is adhesion to the Prime-Vert program among farmers, their adhesion, strictly to implement AEPs, is quite low. Gagné et al.'s (2018) survey of the adoption of AEPs by farmers, conducted in three administrative regions of Quebec (Montérégie, Centre-du-Québec, and Chaudières-Appalaches), further showed that the administrative burden brought by programs such as Prime-Vert hampers their success – despite evidence of farmers adopting AEPs without governmental subsidies.

The results of our model for Program A are too strict when we compare them to the adhesion of farmers to Prime-Vert. Indeed, this program does attract farmers. However, Zaga-Mendez et al. (2020) show that few farmers seem interested in adopting practices as part of the Prime-Vert program, even though they are partly compensated for their efforts. This suggests that some of our assumptions should be loosened with regard to the willingness of farmers to maximize profit above all other considerations, but we should explore the motivations behind an adhesion below a 100% cost recovery before doing so.

An absent (C) (or partial -B) cost recovery does not hinder adhesion, as the incentive (\$/ha/yr) makes the potential profit of a parcel with an AEP seem appealing. A surprising behaviour of farmers in Program B with cost recovery below 100% is the fact that some farmers simultaneously adopted intensive practices and an AEP. While this behaviour could occur in reality (contract breaches), we had attempted to prevent this behaviour in the code design. As a result, we ran a simplified version of the model (Randomized) instead of the more complex model (Profit-maximizing), as shown in Table 5.2. Both versions are described in Table 5.1 and were encoded drawing from Bartkowski and Strauch (2020). As might be expected from a rational farmer whose objective is to maximize profit, it would make more sense to adopt an AEP on parcels of land where it is most profitable, which is why we prioritized this version first. As it turns out, when running the simplified code, no anomaly occurs. It should also be noted that this anomaly occurs only while running Program B with a cost recovery below 100%.

As for Program A, a reimbursement of 100%, to 200% of costs leads to the adoption of AEPs as anticipated.

The highest levels of adhesion occur when farmers are presented with Program A with a cost recovery at 120% and more, and with Program C (\$/ha/year) (Table 5.2). In both cases, AEPs are adopted on more than 50% of the agricultural (crop) patches. Table 5.2 also presents the result of the simulation with the simplified code (Randomized allocation). From this, we can observe that the difference in the percentage of land does not change drastically between the model with errors (Profit-maximizing allocation) and the corrected model (Randomized allocation).

Table 5.2. Final percentage of AEP agricultural (crop) patches (25 years after initialization)

		Agri. patches with AEP (%)	
Program	Cost recovery	Profit-maximizing	Randomized
A	70%	0	0
	90%	0	0
	100%	11	12
	120%	71	64
	150%	71	64
	200%	71	64
B	0%	15	16
	70%	16	17
	90%	16	17
	100%	16	20
	120%	34	33
	150%	34	32
C	0%	71	64

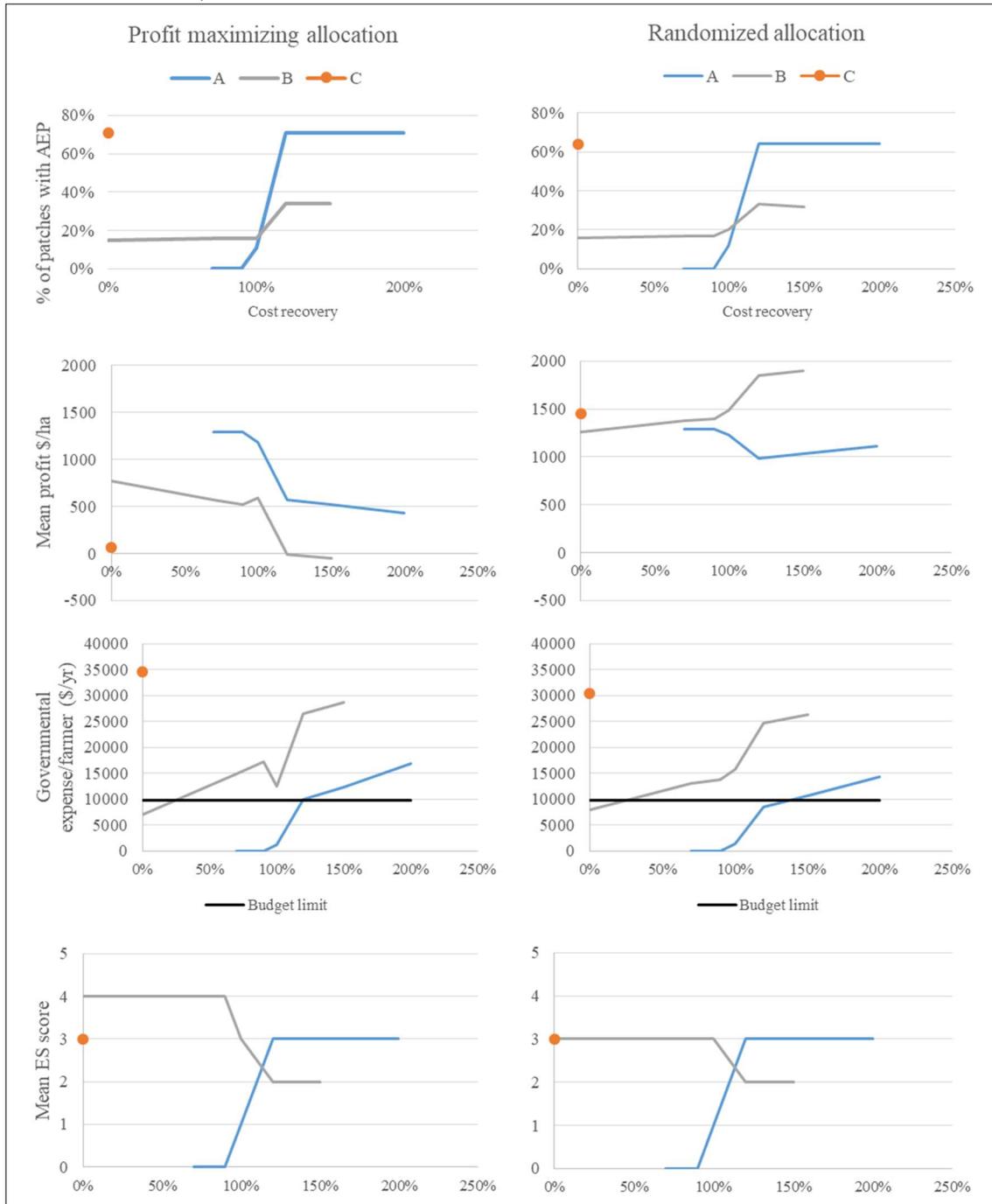
### 5.3.3 Program outcomes

Table 5.2 indicates the interest of farmers for each program and levels of cost recovery. To better understand the implications for the farmers, the government, and, to a certain extent, society, we also estimated the mean profit per patch, the ES score per agricultural patch with an AEP (see Table 5.6 in the Appendix for the list of ES), as well as governmental expenses that would incur as a result of a PES-like program. The left-hand side of Figure 5.2 presents the results for the profit-maximizing allocation of AEP among suitable patches. The right hand-side of Figure 5.2 presents the results for the randomized allocation of AEP among patches where the potential profit is expected to be higher with an AEP.

Parallel to the model simulations, we estimated the government’s potential budget to allocate to the PES program, based on water users’ willingness to contribute to such a program, using data from L’Ecuyer-Sauvageau et al. (2019). In this study, we found that the willingness of southern Quebec water users to fund a program to reduce the

occurrence of algal blooms in waterbodies, that includes on-farm AEPs, is \$353/year. We also know that 23% of the Quebec population engage in boating activities (NMMA 2016, in RTGC 2018). Using this information and the active population of Quebec who works full time (3,387,400 people), we estimated that the maximum annual budget that could be allocated to the PES program per farm, based on a total of 28,919 farms in 2016 (Statistics Canada 2016e), is \$9,510 excluding transaction costs. If the whole active population of Quebec were to finance one of the proposed programs, the annual budget per farm would be \$42,432. It may, however, be overly optimistic to believe that all of the active population would accept to contribute \$353 per year for such a program. A study by Lévesque et al. (2021) showed that the willingness to pay of the general population to fund a PES program in the province of Quebec leans more towards \$10 per year. Using this value for the active population that are not boaters, we obtain an annual budget per farm of \$10,412. The values below the budget limit in Figure 5.2 represent the programs that are within the spending limit of the public using their stated willingness to pay.

Figure 5.2. Outcomes of farmers' adoption of AEPs on agricultural patches (25 years after initialization) with Profit maximization allocation and Randomized allocation.



Drawing from both simulations, governmental expenses fall within the government's potential budget only for Program A with a cost recovery of 100% and 120%, and for Program B with a cost recovery of 0%. Program B generates the highest ES score in the profit-maximizing allocation, whereas in the randomized allocation, there is a tie between Program A with a cost recovery of 120% and Program B with no cost recovery.

Noteworthy, in Program B, farmers who had riparian patches were nudged (with the \$/ha bonus) to select the riparian buffer strip AEP, which had an ES score of 6. This raises the overall ES score of patches with an AEP, especially with the profit-maximizing allocation. In the other cases, farmers “chose” between other AEPs, but they had more chances of “choosing” the AEPs with a lower ES score (no-till [3]; cover crops [3]). This decision to increase the chances of farmers to choose no-till and cover crops was based on the finding from the study by L'Ecuyer-Sauvageau et al. (*Chapter 4, In prep.*). In that study, farmers in Quebec showed a preference for soil conservation practices (no-till, chisel) and cover crops over more intensive practices such as windbreaks. We also assumed that the conversion of agriculture to other practices (forage or cereals) is less appealing to farmers, given that such a change has implications beyond the choice of crops to sow, especially in terms of the value of crops on the market and with the anticipated impacts of climate change (Ouranos 2015). Ultimately, it would be more realistic to use a plug-in to this ABM, such as InVest, to determine the real impact of implementing AEPs on ES. For now, the ES score is an indicator that can guide decision-making from a societal perspective. Ideally, a better indicator would allow us to discriminate between private ES (benefitting farmers) and public ES (benefitting society, such as improvement in water quality). This information could be used both as an awareness tool for farmers and as a targeting tool for policy-makers.

Mean profit of agricultural patches decreases as the level of cost recovery increases and as the percentage of patches enrolled in a program increases for the profit-

maximizing allocation. This is especially problematic for farmers whose profit becomes negative in Program B with cost recovery above 100%. In comparison, results from the randomized allocation shows a slight V-shaped curve for the mean profit with Program A, and an increasing trend in the mean profit with Program B. Since both simulations used Equation 2 to evaluate profit, we can only suppose that the profit-maximizing allocation code may be too restrictive and that the potential profit (Equations 4–6) is not optimally calculated. A more thorough analysis of the profit could be performed with a specific sub-model, such as the one used in Cong et al. (2014), to determine what the real profit of agricultural patches is. With a participatory ABM or with an ABM that allows learning, farmers could react to the decrease in the mean profit (and to the negative values) and not adopt (some) AEPs.

#### 5.3.4 Limits of the model and ways forward

As mentioned before, this ABM could be further improved with regard to the decision models and the outcomes. With regard to the decision models, developing a participatory module (e.g. HubNet) could improve the reliability of the farmers' responses. As an alternative, we could also conduct interviews with farmers to develop a typology of their mental models. This would allow us to go beyond the simplified typologies of profit maximization, pro-environmental behaviour and influence of neighbours that we have used in this model so far. It would also help us to understand more clearly what transaction costs are involved in their decision to adopt an AEP or not, and what these costs represent. This would be useful to design programs that are more appealing to farmers, both in terms of implicit and explicit transaction costs. Finally, with direct a participation of farmers and/or the elicitation of their mental models, we could explore how the termination of payments would affect the persistence of AEPs over time. This is especially important in a context where there will be a time lag between the adoption of the AEP and impacts on water quality (Goyette et al. 2016, 2018).

Another flaw of our model that allows farmers to make a negative mean profit with Program B (in Figure 5.2) is the fact that farmers make decisions based on potential profit for many AEPs at once, instead of looking at the real impacts of adopting a specific AEP, in terms of costs, percentage of cultivated land, and ES. An adaptive decision-making process would be more realistic in this instance.

With regard to the outcomes, the use of a GIS component would greatly improve our evaluation of the impacts of adopting AEPs on the creation or maintenance of ES, including phosphorus retention and transport. As mentioned in the ODD+D protocol, we included elements in the model designed to estimate phosphorus transport, but it does not account for many processes necessary for its realistic modelling, which is why it was excluded from the Results section. For instance, our process of phosphorus transport from land parcels to water parcels is based only on transport from neighbours. As a result, the influence of small creeks and drains is not considered in the model, even though data generated by Wood (Kolinjivadi et al. 2019b) with the InVest model shows that their influence is important, along with topography.

From a land analysis point of view, it would also have been more realistic to model farms whose land parcels are contiguous instead of randomly scattered across the landscape. All in all, for policy design purposes, it would be preferable to include a GIS component to this model, which would make it more representative and which would allow representations from land to water. However, for the purposes of better understanding the dynamics of farmer adhesion to PES programs designed to support the adoption of AEPs, which is our main objective, this toy model proved suitable. As George Box famously said: “Essentially, all models are wrong, but some are useful.” (Box et Draper 1987: 424).

Despite all of these limits, our model reinforces a finding present in the literature (Milner-Gulland 2012, Levine et al. 2015), which is that relying mainly on a utility-maximizing rationality to predict behaviour underestimates the willingness of farmers

to take part in a program that will provide environmental benefits. In the context of developing a PES pilot project in Quebec, this result may help shape the way policy-makers develop the program. One element to consider, for instance, is the role of transaction costs from the perspective of the individuals taking part in a program and from the perspective of the entity developing this program (Mettepenningen et al. 2009, 2011, Espinosa-Goded et al. 2013). Transaction costs are defined by McCann et al. (2005) as “the resources used to define, establish, maintain, and transfer property rights” (: 530). According to McCann et al. (2005), they include implicit costs, such as filling out paperwork, and explicit costs, such as paying an agronomist to fill out forms. They also include the hidden costs associated to learning about new techniques. In Europe, Mettepenningen et al. (2009) found that transaction costs represented about 15% of the agri-environmental scheme-related costs. Knowing what these transaction costs are may help policy-makers include them in a PES program design to retrieve or alleviate this burden for farmers.

#### 5.4 Conclusion

This first version of our agent-based model is an initial step toward assessing the costs and benefits of a PES program designed to influence the adoption of AEPs by farmers. In subsequent versions of the model, we will include a biophysical module in which ES are modelled based on the adoption of AEPs and landscape characteristics. The ES that will be included in priority are nutrient (phosphorus) transport in the landscape and erosion control. The ES of pollination, carbon sequestration, water filtration, and habitat quality may then be added. We also plan to improve the decision-making aspect of the model by eliciting the mental models of farmers in Quebec or by making a participatory version of the model. Adding these components will allow us to explore the policy implications of a proposed PES in the line of the studies by Huber et al. (2013), Cong et al. (2014), and Daloglu et al. (2014).

With this toy model, we were able to describe how farmers endorse different versions of a PES program and adopt AEPs. We obtained results suggesting that the selected

decision-making model preferred (rational human) is too restrictive, as it completely deters participation in the program for cost recovery below 100% when there are no financial incentives in \$/ha, which is inconsistent with observed behaviour. This result reinforces the findings that the theoretical model of the rational human is too restrictive and limited to be used solely as the basis to predict the impacts of environmental policy (Levine et al. 2015).

Based on the willingness to pay of Quebec's recreational users' population, we found at least three versions of the model would be within the budget constraint: Program A with a cost recovery of 100% and 120%, and Program B with a cost recovery of 0% and the bonus (\$/ha). Although these three options are financially viable, from society's and farmers' perspectives, Program B is the most interesting at these levels of compensation, because it generates the highest ES score and the highest mean profit (\$/ha) for farmers. However, Program B offers a bonus only for patches at risk of exporting phosphorus. As a result, the management and evaluation costs of this program may be higher than expected due to transaction costs arising from monitoring and enforcement, as well as from coordination costs (Mettepenningen et al. 2011, McCann 2013).

All of this information may be considered by policy-makers when considering the design of the payment scheme of AEPs in Quebec as part of the Sustainable Agricultural Plan (MAPAQ 2020d). While the retribution of AEPs targets measures that will improve soil health and conservation, reduce the use of pesticides and improve biodiversity (MAPAQ 2020d), it would be an ideal occasion for payment schemes to also target improvement in water quality.

## 5.6 Appendix

Table 5.3. Agri-environmental practices.

Practice	Who?	% cultivable land	Change in export of phosphorus <sup>1</sup>	ES score <sup>2</sup>	Marginal cost <sup>3</sup>
Riparian buffer (10 meters)	All farmers at a distance of 1 or 2 patches from river	80%	85% reduction?	6: connectivity, habitat for biodiversity, pollination, sediment retention, limit erosion, water infiltration	\$1111 Calculated only for a 3 meters buffer.
No-till	All	100%		3: soil quality improvement (organic matter content), limit erosion, nutrient retention.	0\$ (\$60) Actually reduces marginal costs.
Cover crops	All	100%	40% reduction?	3: soil quality improvement, limit erosion, nutrient retention	\$155 Estimate based on cover crop with soya.
Windbreak	All	80%	6.3% reduction?	6: connectivity, habitat for biodiversity, pollination, sediment retention, limit erosion, water infiltration	\$1111 Assume same costs as riparian buffer.
Conversion of cultures to cereals	All	100%		1: sediment retention	\$127
Conversion of cultures to forage	All	100%		2: sediment retention, connectivity, soil quality improvement	\$127

<sup>1</sup> Data from Sylvia Wood (Personal communications, Kolinjivadi et al. 2019b); <sup>2</sup> Inspired from MAPAQ 2005; <sup>3</sup> Data from Michaud et al. 2019.

Table 5.4. Value of the targeted bonus for the targeted incentive program.

Crop	Bonus (\$) <sup>1</sup>
Soya	790
Corn	995
Cereal (Wheat)	190
Forage	435

<sup>1</sup>Source: Michaud et al. (2019) – value for an extended riparian buffer

Table 5.5. Crop prices (\$/t) and yields (kt/kha).

Crop		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Corn	Price	229	265	266	197	207	202	199	202	2015
	Yield					8.6	10.2	10.4	10	9.4
Soya	Price	439	482	536	525	477	460	498	490	470
	Yield					2.5	3.2	3.2	2.8	3.2
Forage (cultivated)	Price	NA	NA	NA	NA	158	163	205	180	193
	Yield					0.98	0.99	0.95	0.98	0.99
Cereal (wheat for human consumption)	Price	269	267	245	258	270	267	245	258	270
	Yield					3.1	3.5	3.5	3.2	3.2

Sources: FADQ 2020, ISQ et MAPAQ 2018, 2019

Table 5.6. Phosphorus export from land uses.

Land use	Export of P
Crop: Corn (with till)	3.15
Crop: Soya	1.89
Crop: Cereal (Wheat)	1.28
Crop: Forage	0.64
Fallow	0.23
Forest	0.14

Source: Michaud et al. 2019

Table 5.7. Load of phosphorus from soil types.

Soil type	P load
Clay	1.05
Loam	1.05
Sandy	1.05
Black soil/peat	1.5

Table 5.8. Yield reduction and environmental catastrophes.

<b>Catastrophe</b>	<b>Impact :</b>	<b>Impact reduced if :</b>
Insect outbreak	Yield loss : 15% If the connectivity is 0 for the neighbor patch : Yield loss for the neighbors 10%	
Drought	Yield loss : 25%	If the crop patch is located near the river : Yield loss: 15%
Flood	Yield loss if next to river and if no AEP adopted : 25%	If AEP adopted and connectivity = 1 : Yield loss 10%
Violent winds	Yield loss : 20%	If crop patch is next to a forest patch : Yield loss 5%

Table 5.9. Influence of external markets on crop prices.

<b>Price changes</b>	<b>Impact :</b>
Price increase	Price + (price * 0.15)
Price decrease (a)	Price - (price * 0.30)
Price decrease (b)	Price - (price * 0.50)
No change	No change.

## CHAPITRE 6

### DISCUSSION

#### 6.1 Principales contributions

Les chapitres et les annexes qui composent cette thèse permettent d'offrir un portrait du système socio-écologique des milieux agricoles en lien avec les milieux aquatiques à l'intérieur de bassins versants. D'un point de vue thématique, il s'agit d'une contribution originale à la littérature, puisqu'à notre connaissance, il n'y a pas d'études au Québec qui ont été menées sur la pollution diffuse d'origine agricole sous la lunette des SE et des systèmes socio-écologiques. Les principales contributions de cette thèse sont principalement de nature appliquée, mais aussi de nature théorique. D'un point de vue appliqué, notre analyse de l'enjeu des impacts des cyanobactéries à l'aide du cadre des systèmes socio-écologiques (dans cette section) est novatrice dans la mesure où nous cherchons à offrir un portrait global de la situation au Québec. Ceci nous permet de réfléchir aux implications du choix d'un PSE utilisé dans le but, notamment, de réduire les efflorescences de cyanobactéries par une réduction des émissions de pollution de phosphore diffus. De surcroît, l'analyse des systèmes socio-écologiques permet d'offrir des pistes de réflexion sur les façons de bâtir un PSE visant à répondre aux attentes des usagers récréatifs de l'eau et des agriculteurs. D'un point de vue des contributions locales et appliquées, cette thèse propose un premier portrait de l'offre et des demandes de SE pour la gestion de l'eau en milieu agricole au Québec. Finalement, d'un point de vue théorique, le développement d'un modèle multi-agents sur un PSE en milieu agricole contribue à la littérature qui demeure limitée sur ce sujet. En effet, certains modèles multi-agents ont été développés pour étudier comment les agriculteurs réagissent à des incitatifs en général (Gimona et Polhill 2011, Polhill et coll. 2013) et à des PSE en particulier (Miyasaka et coll. 2017, Merlet et coll. 2018) en modifiant

l'usage des sols sur les terres agricoles. Un autre modèle s'est intéressé aux façons dont les pratiques agricoles influencent la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire (Taillandier et coll. 2019). Cependant, ces modèles ne se sont pas penchés sur l'impact de ces incitatifs sur la qualité de l'eau et les effloraisons de cyanobactéries. Deux autres modèles ont combiné les deux composantes, soit le recours à des incitatifs et les impacts sur la qualité de l'eau, le premier pour un système en Pologne (Giolda-Pinas et coll. 2015) et le deuxième pour le lac Érié (Daloglu et coll. 2014). Bien qu'il existe ce type de modèles multi-agents, leur nombre est encore limité et le lien avec les cyanobactéries n'est pas présent explicitement.

Avant de présenter le cœur de la discussion, nous revenons sur l'apport individuel des différents chapitres et des deux annexes à la compréhension du système socio-écologique puis sur les objectifs auxquels ces chapitres tentaient de répondre. Ensuite, aux sous-sections 6.1.1 à 6.1.3, nous effectuons une analyse transversale des résultats de la thèse qui nous permet de répondre à la question de recherche principale. Suivra ensuite une section sur les limites de l'analyse, une section sur les travaux futurs et une conclusion.

Dans l'introduction et au Chapitre 2, certains éléments clefs portant sur le contexte politique et réglementaire concernant la gestion de l'eau sont présentés. On y souligne que le gouvernement a mis en place une Politique nationale de l'eau en 2002 et une Stratégie québécoise de l'eau (2018-2030). Ces instruments politiques visent en partie la réduction de la pollution de sources diffuses d'origine agricole. Du point de vue des agriculteurs, on souligne l'importance de certains règlements pour le contrôle de la pollution diffuse, dont le Règlement sur les exploitations agricoles, le recours à des outils incitatifs, dont le programme Prime-Vert, et l'obligation pour les agriculteurs de posséder un bilan de phosphore. Il est également question du PIAV, un plan qui visait à gérer les cyanobactéries dans les plans d'eau de la province, mais qui a eu peu de suites du point de vue de la recherche et du suivi des plans d'eau affectés par des épisodes d'effloraisons de cyanobactéries (MELCC 2019, Deshaies, 10 août 2020). Du

point de vue biophysique, nous abordons rapidement le rôle du phosphore dans le processus d'eutrophisation, la relation entre les formes de phosphore et les pratiques agro-environnementales et la question du délai de réponse des écosystèmes qui limite l'observation de résultats concrets rapidement après la mise en place de mesures de réduction des sources de pollution diffuse. En ce qui concerne la gestion intégrée de l'eau, outre définir ce que cela représente, nous décrivons le rôle important des OBV dans la gestion des bassins versants.

L'objectif du chapitre présenté en Annexe A était de déterminer dans quel contexte se situent l'action et les politiques gouvernementales québécoises en lien avec le secteur agricole face à la transition écologique et l'adaptation aux changements climatiques. On remarque que le gouvernement propose encore des actions volontaires aux agriculteurs pour leur permettre de s'adapter aux changements climatiques en échange d'incitatifs monétaires. Bien que le secteur agricole puisse être un acteur clef dans la transition, par le biais de la réduction des émissions de GES et l'adoption de pratiques ayant moins d'impacts sur l'environnement (qualité des sols, qualité de l'eau), les propositions gouvernementales sont limitées entre autres par la volonté des gouvernements de doubler les exportations. En exportant leurs produits, les agriculteurs sont soumis aux pressions des marchés mondiaux par rapport au niveau de la production, à la demande pour certaines cultures, mais aussi par rapport aux prix (CAAAQ 2008). Au Québec, les grains les plus exportés sont le maïs-grain et le soya (Gouvernement du Québec 2021).

Le chapitre présenté en Annexe B apporte éclairage intéressant par rapport à l'offre de SE et aux valeurs économiques associées de ces SE, en particulier ceux produits par les milieux agricoles. L'objectif de ce chapitre était de caractériser la production (l'offre) de SE sur les terrains gérés par la Commission de la Capitale National à Gatineau-Ottawa par les systèmes naturels et agricoles et à mettre en pratique des méthodes de valorisation économique des SE à une échelle régionale. Le territoire à l'étude dans la région de la capitale nationale fédérale peut être qualifié d'urbain et de

rural, dans la mesure où une importante proportion du territoire rural se trouve soit dans le parc de la Gatineau ou dans la ceinture de verdure d'Ottawa. À l'aide d'une analyse cartographique, nous avons classé le territoire en six écosystèmes. Ensuite, nous avons identifié 13 SE à valoriser, selon les données disponibles. Pour les milieux agricoles et aquatiques, nous avons estimé la valeur de 5 SE (produits agricoles, contrôle de l'érosion, cycle des nutriments, esthétique, récréation et tourisme) et de 4 SE (traitement des polluants, habitat pour la biodiversité, esthétique, récréation). L'une des méthodes les plus utilisées pour la valorisation des SE dans ce chapitre est le transfert de bénéfices. Dans notre recherche de la littérature pertinente, et en regard des filtres écologiques et socio-économiques établis, nous avons trouvé peu d'études des SE dans les écosystèmes agricoles et aquatiques. Une méta-analyse de Reynaud et Lanzanova (2017) sur les lacs a recensé des valeurs économiques pour 12 SE, dont une majorité de SE culturels. Ces différences entre les SE fournis par ces écosystèmes et le nombre de SE dont la valeur est estimée peut dépendre du contexte, de la méthode de valorisation utilisée, mais aussi des données disponibles par rapport au fonctionnement de ces SE en lien avec une valeur économique. Du point de vue de la compréhension de l'offre de SE, ce chapitre démontre qu'il existe des lacunes dans la littérature sur les SE fournis par ces écosystèmes. En retour, ceci peut limiter les efforts de conservation, en particulier dans le cas des milieux aquatiques qui sont, au Québec, des ressources communes. En effet, la question se pose un peu moins avec les milieux agricoles, puisque ceux-ci sont valorisés au niveau privé par leurs propriétaires. Toutefois, cette valorisation privée peut induire un déséquilibre envers des pratiques qui nuisent à la production de SE publics (ex. qualité de l'eau, habitat pour la biodiversité, séquestration du carbone).

Avec le Chapitre 3, nous cherchions à évaluer la demande pour des SE par les usagers de l'eau, nous permettant entre autres d'avoir des valeurs contextuelles pour des SE associés aux milieux aquatiques. Ceci nous a permis de déterminer l'ordre des préférences des usagers de l'eau pour des SE (activités récréatives > santé écologique

de l'eau > esthétique) et leur volonté à payer pour financer des mesures visant à réduire, voire à éliminer, les impacts des effloraisons de cyanobactéries en fonction des priorités définies par bassin versant. La valeur de volonté à payer, nous a permis d'estimer l'ampleur d'un budget éventuel qui servirait à financer un PSE et cette valeur a été utilisée dans le Chapitre 5. Avec les données du questionnaire, nous en avons également appris un peu plus sur les caractéristiques des usagers de l'eau que nous avons rencontrés.

Avec le Chapitre 4, nous cherchions à évaluer indirectement la demande pour des SE par les producteurs agricoles, par le biais de leurs préférences pour des pratiques agro-environnementales, en lien avec la mise en œuvre d'un PSE. Les agriculteurs qui ont répondu au questionnaire sont peu nombreux et démontrent un plus grand engagement par rapport à l'adoption de pratiques agro-environnementales en comparaison avec la population d'agriculteurs. Malgré cette tendance, les agriculteurs ont démontré un net désintérêt pour une pratique improductive d'un point de vue privé, soit la conversion de parcelles en milieu humide. Certains agriculteurs ont aussi démontré un désintérêt significatif pour les haies brise-vent. En ce qui concerne les autres pratiques, les préférences allaient comme suit : pratiques de conservation des sols > cultures de couverture > haies brise-vent. Du point de vue de la production de SE, les pratiques de conservation des sols et les cultures de couverture permettent de limiter l'érosion, favorisent la rétention des nutriments et améliorent la qualité du sol (MAPAQ 2005, Action Semis Direct 2011). Les cultures de couvertures peuvent également favoriser les ennemis naturels et les pollinisateurs (Action Semis Direct 2011). Les haies brise-vents, elles, peuvent favoriser l'habitat pour la biodiversité, la connectivité entre les habitats, la pollinisation, la rétention des sédiments, le contrôle de l'érosion et la séquestration du carbone (Brandle et Hodges 2000, MRN 2012). Les deux pratiques préférées ont donc des impacts sur l'amélioration de la qualité de l'eau (réduction de l'érosion), mais ne permettent pas d'augmenter de façon importante les SE pour l'ensemble de la communauté. Les autres SE générés, soit la rétention des nutriments,

la qualité du sol et la pollinisation, contribuent plutôt à servir les intérêts privés des agriculteurs. Du point de vue des coûts marginaux, Michaud et coll. (2019) ont démontré que les pratiques de conservation des sols réduisent les coûts marginaux (-76\$/ha sans labour, -40\$/ha chisel), alors que les coûts augmentent pour les cultures de couverture (110\$/ha à 226\$/ha) et les haies brise-vent (7,06\$/mètre linéaire). En général, l'analyse a démontré que les agriculteurs sondés étaient intéressés par un PSE, en particulier si les modalités contractuelles ne sont pas trop restrictives (contrat trop long) et que les rétributions monétaires sont suffisantes.

Finalement, avec le Chapitre 5 nous cherchions à décrire, à l'aide d'un modèle multi-agents, dans quel contexte les agriculteurs choisissent d'adhérer à un PSE lorsque celui-ci est présenté sous différentes formes. La construction du modèle s'appuie sur les éléments recueillis dans les Chapitres 3 (budget disponible) et 4 (préférence pour certaines pratiques agro-environnementales, durée du contrat de 5 ans). Le modèle est bâti à partir d'une version stylisée d'une portion du bassin versant de la baie Missisquoi en ce qui a trait aux types de cultures, aux charges de phosphore dans les sols, aux exportations de phosphore et aux coûts de mise en œuvre des pratiques. Nous faisons l'hypothèse que les agriculteurs vont en préférence vouloir chercher à faire du profit et que le gouvernement propose un PSE pour favoriser la mise en œuvre de pratiques agro-environnementales, tel que suggéré par la Stratégie québécoise de l'eau et les recommandations de l'OBV baie Missisquoi, entre autres, à la Commission Mixte Internationale (NEIWPC et coll. 2019). Selon ces spécifications, le modèle prévoit qu'un PSE qui rembourserait la totalité des coûts marginaux et qu'un PSE ciblé avec un montant par hectare spécifique seraient intéressants pour les agriculteurs. Du point de vue de la production de SE et de l'amélioration de la qualité de l'eau, le deuxième PSE serait plus intéressant, mais une analyse plus poussée devrait être menée avec des outils de modélisation biophysique. Néanmoins, les coûts de transaction d'un tel programme ne sont pas pris en compte donc, du point de vue de la faisabilité économique, plus d'explorations doivent être faites.

Outre ces objectifs spécifiques, dans cette thèse, nous avons cherché à répondre à une grande question, soit : Au Québec, le recours à un programme de type PSE permettrait-il de répondre à des objectifs sociaux et écologiques pour la réduction et le contrôle du phosphore?

Au regard des données colligées dans le cadre de cette thèse, nous suggérons qu'il manque trop d'informations pour statuer si la mise en œuvre d'un PSE permettrait de combler les attentes des usagers par rapport à la qualité de l'eau. Cette constatation découle de trois constats. Le premier constat porte sur le contexte dans lequel s'inscrivent les efforts de contrôle de la pollution diffuse au Québec. Le deuxième porte sur l'adéquation entre les demandes pour les SE et la nécessité d'établir des objectifs sociaux et écologiques associés à la qualité de l'eau. Le troisième porte finalement sur le format d'un PSE et la compensation des agriculteurs dans le cadre d'un PSE. Ces éléments seront discutés en détail dans les sous-sections suivantes.

#### 6.1.1 Influence du contexte sur le système socio-écologique

Le contexte social et certains éléments du système de gouvernance ont une influence certaine dans le système socio-écologique à l'étude. Le retour sur ces éléments dans cette discussion permet d'évaluer leur influence sur les autres composantes du système. D'après les orientations identifiées dans le cadre du chapitre en Annexe 1 et selon les politiques mises en place par les gouvernements provinciaux successifs du Québec (Introduction, Section 2.3), des efforts de réduction de la pollution aquatique sont faits pour réduire les enjeux de la qualité de l'eau et les effloraisons de cyanobactéries. Par contre, la fin du PIAV et son rapport de cessation (MELCC 2019) suggère que le gouvernement ne considère pas les effloraisons de cyanobactéries comme un enjeu suffisamment important pour y accorder des fonds publics significatifs en l'absence d'attention médiatique. Les efforts pour améliorer la qualité de l'eau sont donc un peu dilués. De surcroît, les efforts de réduction de la pollution diffuse demandés de la part des agriculteurs demeurent volontaires et n'impliquent pas de changements de pratiques substantiels. À plusieurs reprises dans les documents gouvernementaux (et

dans le rapport de la NEIWPC et coll. (2019) à la Commission Mixte Internationale), il est question de rémunérer les agriculteurs pour qu'ils changent leurs pratiques, d'où l'idée d'explorer le mécanisme de PSE dans cette thèse. Toutefois, le maintien d'un impératif de croissance (par une augmentation des exportations) combiné à une volonté de rémunérer certaines pratiques pourrait plutôt laisser penser que le gouvernement contribue à produire des « cheap natures » (Moore 2015, Kolinjivadi et coll. 2019a).

Dans le cas du programme ALUS, un PSE à l'Île-du-Prince-Édouard, cette production de « cheap food », une sous-catégorie de « cheap natures », se traduit par la volonté des consommateurs de payer peu pour les produits agricoles et de pressions sur les agriculteurs pour limiter leurs impacts sur l'environnement (Kolinjivadi et coll. 2019a). Plus globalement, la création de « cheap natures » s'observe, selon Moore (2014), en raison de l'appropriation du travail impayé de la nature et des humains par les structures du capitalisme. Dans le cas présenté par Kolinjivadi et coll. (2019a), puisque les revenus des agriculteurs ne permettent souvent pas de combler leurs dettes, les agriculteurs sont plus ou moins pris dans un engrenage où ils cherchent à rentabiliser leurs terres en utilisant des technologies à la fine pointe, en augmentant la taille des fermes et/ou en intensifiant la production sur les fermes. Ceci contribue à augmenter les dettes chez certains (prix des terres, des machineries) tout en appauvrissant le sol (Kolinjivadi et coll. 2019a). Selon leur analyse, l'apport du programme ALUS permet de subventionner la mise en place de pratiques agro-environnementales, mais ne fait rien pour réduire substantiellement les pressions externes à la production sur les agriculteurs (Kolinjivadi et coll. 2019a). Sans capacité de négociation de contrats avec les acheteurs de patates, dans ce cas, les pressions de production vont subsister et l'amélioration substantielle de l'environnement est incertaine (Kolinjivadi et coll. 2019a). Cet exemple est très intéressant pour l'analyse d'un PSE au Québec, d'autant plus que l'agriculture québécoise a aussi été marquée, depuis les années 1950, par une mécanisation, une diminution du nombre de fermes et une intensification de l'agriculture à l'aide d'intrants pour des cultures principalement dédiées à l'exportation

(Dupont 2006, Ruiz et Domon 2009, Morisset 2020). Avec la multiplication des traités de libre-échange qui incluent le secteur agricole, la capacité des agriculteurs de négocier des prix est limitée et soumise aux lois du marché (Parent 2003). Alors, la volonté des gouvernements de financer la mise en œuvre de pratiques agro-environnementales tout en favorisant les cultures pour l'exportation (Politique Bioalimentaire) peut s'inscrire dans cette logique de production de « cheap food ». De plus, dans un contexte où les agriculteurs semblent préférer les pratiques agroenvironnementales connues et profitables (Chapitre 4), le recours aux outils existants pour induire un changement de comportement semble insuffisant.

#### 6.1.2 Demandes pour les services écosystémiques dans l'élaboration d'un paiement pour services écosystémiques et conditions de suivi

Selon le gouvernement du Québec, la gestion intégrée de l'eau est une approche de gestion par bassin versant qui vise une prise en compte des usages de l'ensemble des acteurs et s'appuie sur la participation volontaire et la concertation (Gouvernement du Québec 2002, MDDELCC 2018a). Dans cette thèse, nous nous sommes intéressés aux perspectives des usagers de l'eau et des agriculteurs. Nous savons que les usagers de l'eau ont une préférence pour une qualité de l'eau qui permet la conduite d'activités récréatives et qui facilite la santé écologique dans le plan d'eau. Par le biais du projet ATRAPP, nous savons aussi que les citoyens ont une préférence pour un approvisionnement en eau potable qui limite les avis de non-consommation pour cause de présence de cyanotoxines (Schinck et coll. 2020). Pour ce qui est des agriculteurs, nous savons que les pratiques agro-environnementales qu'ils préfèrent permettent de réduire l'érosion (réduction du phosphore particulaire). Toutefois, étant donné les pratiques historiques dans les champs, le temps de résidence du phosphore dans les sols et les sédiments et le délai de réponse des écosystèmes, il est difficile d'évaluer avec exactitude dans quel horizon temporel l'adoption de pratiques agro-environnementales pourrait mener à des résultats visibles sur l'amélioration de la qualité de l'eau. Malgré

tout, il est clair qu'il existe une demande sociale visant l'amélioration de la qualité de l'eau dans les plans d'eau du Québec.

Toutefois, du point de vue de certains groupes de citoyens qui doivent composer année après année avec des efflorescences de cyanobactéries, il est probable que cette incertitude quant à l'horizon temporel soit intenable. C'est le cas en particulier pour les plans d'eau à forte vocation récréative. Les appels à projets visant à obtenir des « solutions choc » à la problématique, tel que proposé par le groupe d'élus d'Action Lac Champlain (Guay-Poliquin, déc. 2016-janv. 2017), ou encore l'exploration d'approches technologiques à petite échelle, tel que l'utilisation du Phoslock au lac Bromont pour séquestrer le phosphore dans les sédiments (Gauvreau, 21 mars 2019), sont des démonstrations de cette volonté d'obtenir des solutions rapides à un problème complexe et de longue haleine. Toutefois, sans un changement concret dans les pratiques qui permettent l'enrichissement des plans d'eau en phosphore, une « solution choc » pourrait n'avoir des effets bénéfiques qu'à court terme. Dans la perspective de la mise en œuvre d'un programme de PSE visant à améliorer la qualité de l'eau de façon significative, un délai surviendra entre la mise en œuvre du programme (PSE) et la visualisation de résultats. D'un point de vue des acteurs impliqués (autant les usagers de l'eau que les décideurs), il sera nécessaire de reconnaître la présence de ce délai avant de statuer qu'un tel programme est inefficace. Néanmoins, la confiance envers l'efficacité du PSE et de ses effets sur la qualité de l'eau devra passer une certaine forme de suivi, afin de mesurer le chemin parcouru.

L'établissement d'objectifs écologiques pour répondre aux attentes de la population par rapport à la réduction des apports de phosphore dans les plans d'eau et l'amélioration de la qualité de l'eau peut être complexe. Le gouvernement, après la fin du PIAV, a pratiquement mis fin aux efforts de suivi des plans d'eau touchés par les efflorescences de cyanobactéries et a statué que suffisamment d'informations à propos de l'eutrophication avait été accumulée pour justifier la fin des efforts de suivi (MELCC 2019). Ce manque d'informations peut nuire à l'élaboration de stratégies robustes de

réduction du transport de phosphore et à l'élaboration d'objectifs pour la réduction de phosphore ailleurs que dans les lacs transfrontaliers. Toutefois, il demeure très coûteux de faire de l'échantillonnage sur le terrain et cela augmente de façon significative les coûts de transaction associés à des projets d'amélioration de la qualité de l'eau (Tabaichount et coll. 2019). C'est pourquoi d'autres méthodes peuvent être employées, comme la modélisation spatiale. L'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA) a d'ailleurs développé un outil de modélisation spatiale des émissions de phosphore dans un bassin versant. Cet outil a été utilisé, entre autres, pour développer des scénarios de réduction des apports de phosphore, dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices, en fonction de pratiques agroenvironnementales spécifiques, dans un sous bassin du bassin versant de la baie Missisquoi (Michaud et coll. 2019). Le recours à de la modélisation pourrait donc être intéressant pour influencer le choix de pratiques permettant de réduire au maximum les exportations de phosphore vers les plans d'eau et pour cibler des lieux plus à risque. Cette approche permettrait aussi de réduire les coûts de transaction. Le recours à de la modélisation pour déterminer les niveaux de réduction de phosphore et pour choisir les pratiques agroenvironnementales par ferme est d'ailleurs utilisé au lac Taupo, en Nouvelle-Zélande, dans le cadre d'un programme de réduction de la pollution diffuse (Tabaichount et coll. 2019).

Pour ce qui est de la prise en compte du délai de réponse des écosystèmes dans le cadre du contrôle des sources diffuses de phosphore, Meals et coll. (2010) font plusieurs suggestions pour les gestionnaires. Dans un premier temps, il faut reconnaître qu'il y aura un délai entre la mise en place de pratiques et leurs effets et ajuster les attentes en conséquence. Le choix des pratiques agro-environnementales, leur emplacement et le suivi des mesures doit aussi prendre en compte la question des délais. Le sondage de Gagné et coll. (2018) sur les raisons qui expliquent l'adoption (ou pas) de pratiques agro-environnementales sur les fermes de trois régions au Québec montre que le manque de résultats concrets influence l'adoption et le maintien de ces pratiques. Du

point de vue des agriculteurs, il serait donc intéressant, même si les pratiques n'ont pas immédiatement d'effets sur la qualité de l'eau, que les pratiques aient au moins des effets sur les SE qu'ils valorisent. Finalement, le délai de réponse des écosystèmes doit aussi être pris en compte dans les modèles spatiaux (Meals et coll. 2010).

Afin de déterminer si un PSE rencontre ses objectifs environnementaux, il faut d'abord définir ces objectifs et pouvoir les quantifier. À cet effet, Meals et coll. (2010) recommandent d'entreprendre une caractérisation du bassin versant. Dans le contexte québécois, l'étude des plans directeurs de l'eau, développés par les OBV, pourrait au moins servir de base à cette caractérisation. Ces auteurs suggèrent ensuite de définir les indicateurs de suivi de la qualité de l'eau avec soin et de développer des programmes complémentaires de suivi qui permettent de détecter les changements de pratiques efficaces (Meals et coll. 2010).

#### 6.1.3 Sur quelles bases compenser pour la production de services écosystémiques?

Puisque les programmes existants de PSE au Québec sont basés sur la rémunération en fonction de l'adoption de pratiques, soit Prime-Vert et ALUS (Lavallée et Dupras 2016, Zaga-Mendez et coll. 2020), nous avons fait le choix de nous pencher sur ce mode de compensation dans cette thèse et dans le développement du modèle multi-agents au Chapitre 5. Ce choix est également basé sur le fait que les programmes dont la compensation est fondée sur les résultats doivent faire l'objet d'une caractérisation et d'un suivi, afin de pouvoir relier les résultats à un niveau de rémunération (Herzon et coll. 2018). Dans le cas de la pollution diffuse, le suivi ferait augmenter de façon substantielle les coûts de transaction et le niveau d'incertitude associé aux résultats du suivi pourrait être problématique du point de vue de l'efficacité globale du programme (qui payer pour quels résultats) (Tabaichount et coll. 2019).

Bien que les résultats de la volonté à payer des usagers de l'eau obtenus au Chapitre 3 nous aient permis d'établir un budget annuel pour un PSE (maximum de 9 759\$ par ferme), ce budget ne prend pas en compte les coûts de transaction du programme. De

plus, compte tenu des données obtenues au Chapitre 4, il n'est pas possible d'estimer quelle est la volonté à recevoir des agriculteurs, ni comment celle-ci varie par pratique.

Dans le cadre d'un PSE visant à améliorer la qualité de l'eau au Québec, sur quelles bases compenser les agriculteurs? Selon Shortle et coll. (2012), la rémunération des agriculteurs devrait inclure des taux différents qui sont suffisamment élevés pour inciter tous les agriculteurs à participer. L'idée que la compensation doit être suffisante a été soulevée au Chapitre 4, dans la mesure où nous avons observé une augmentation de l'utilité des agriculteurs avec une augmentation de la compensation proposée, et ce, sans plafond apparent. Toujours selon Shortle et coll. (2012), un outil incitatif devrait permettre une certaine flexibilité dans l'atteinte des objectifs. Considérant cela, une piste intéressante est celle des marchés de nutriments tels que décrits par Tabaichount et coll. (2019). Ces marchés font partie de la gamme des mécanismes incluent dans les PSE (Vatn 2010) et peuvent prendre différentes formes. Dans leur article, Tabaichount et coll. (2019) présentent deux programmes, soit celui de South Nation en Ontario et celui du lac Taupo en Nouvelle-Zélande.

Dans le cas de South Nation, les émissions ponctuelles de phosphore sont réglementées. Pour compenser leurs émissions additionnelles par rapport au niveau permis, les émetteurs peuvent contribuer à un fonds qui est utilisé pour financer des pratiques agroenvironnementales (sources diffuses de phosphore) ou mettre à niveau leurs installations. C'est un comité qui statue sur les projets à financer à partir du fonds provenant de sources privées et publiques. L'organisme de conservation de bassin versant (South Nation Conservation Authority - SNCA) gère le programme et fait partie du comité. Le financement des pratiques ne couvre pas tous les coûts associés à la mise en œuvre des pratiques agroenvironnementales.

Dans le cas du lac Taupo, l'objectif du programme est de préserver la capacité récréative du lac. Dans cette région, toutes les formes de pollution de l'eau (diffuse et ponctuelle) sont réglementées et un objectif de réduction de l'azote dans le lac est défini

pour 2080. Les agriculteurs ne doivent pas dépasser les niveaux d'émissions qui leurs sont assignés. Ces niveaux sont définis par ferme et sont basés sur des résultats de modélisation (ce qui réduit les coûts associés au suivi et donc les coûts de transaction). Si un agriculteur excède la quantité d'azote permise, il doit compenser cette émission par l'achat de crédits (transaction bilatérale avec un autre agriculteur) sur un marché. Le Lake Taupo Protection Trust (LTPT) a financé, au début du programme, des activités de réduction des émissions et gère un fonds qui finance, entre autres, la recherche et l'achat de crédits sur le marché. Cette action sert à réduire globalement le nombre de crédits disponibles sur le marché.

Ces deux cas peuvent être reliés à la situation du Québec que nous avons exploré dans cette thèse. En effet, le cas de South Nation rejoint le fait que les émissions diffuses de phosphore ne sont pas directement réglementées. Ensuite, le cas du lac Taupo fait le lien avec la volonté de préserver les activités récréatives dans les lacs par un meilleur contrôle des sources diffuses de nutriments provenant des activités agricoles.

À partir de ces deux cas, Tabaichount et coll. (2019) relèvent plusieurs résultats intéressants. Dans un premier temps, ils soulignent que ces deux programmes ne permettent pas de mesurer avec certitude l'impact du programme sur la qualité de l'eau, mais les modèles démontrent qu'il y a une baisse des émissions de nutriments vers les plans d'eau. Dans le cas de South Nation, le fait que les sources de pollution diffuses ne soient pas réglementées fait en sorte que la réduction globale des émissions a plus ou moins atteint un plateau depuis 2011. Dans un deuxième temps, les organismes publics (SNCA et LTPT) jouent un rôle majeur d'intermédiaire (SNCA) et de régulation de l'offre et de la demande (LTPT) sur les marchés. La présence de ces organismes assure aussi une certaine transparence et une confiance par rapport aux estimations d'émissions de nutriments (puisque'il serait trop coûteux de faire un suivi sur le terrain). Dans le cas du Québec, le recours à un organisme intermédiaire pour assurer la gestion et le suivi du programme s'inscrit dans la vision de la gestion intégrée de la ressource-eau, d'autant plus que les OBV sont toutes désignées pour entreprendre

ce rôle. De plus, le recours à la modélisation pour effectuer le suivi des nutriments permettrait de respecter les limites au niveau des ressources disponibles pour assurer le suivi. Dans un troisième temps, sur le sujet du prix, le signal de prix dans le cas du SNCA n'est pas influencé par l'offre et la demande, puisque les fonds sont gérés par le comité et alloués selon des critères prédéfinis. Le seul enjeu potentiel avec ce mécanisme est le fait que les coûts des pratiques agro-environnementales ne sont pas entièrement couverts, ce qui fait en sorte que seulement certains agriculteurs sont attirés par le programme. C'est d'ailleurs un enjeu avec le programme Prime-Vert (Gagné et coll. 2018) et un élément qui limite l'adhésion selon les résultats obtenus au Chapitre 4. Dans le cas du lac Taupo, le signal de prix n'est pas seulement issu de l'offre et de la demande, et ce, en raison du fort pouvoir d'achat de crédit du LTPT. La présence du LTPT et l'influence de son pouvoir d'achat sur le marché fait en sorte que les régulateurs influencent indirectement les choix des acteurs privés dans le bassin versant.

Il peut sembler contre-intuitif d'inclure dans le même groupe un programme où les agriculteurs sont partiellement compensés pour l'adoption de pratiques et un programme où les agriculteurs doivent échanger des crédits s'ils dépassent le niveau d'émission permis. Ce dernier mécanisme demeure intéressant, dans la mesure où il permet à la fois de récompenser les agriculteurs qui adoptent des pratiques bénéfiques pour l'environnement et de faire payer ceux qui n'en font pas assez. La question des pratiques historiques de pollution pourrait alors être soulevée : comment prendre en compte les fermes où les niveaux de nutriments sont influencés par des pratiques historiques ou la teneur naturelle des sols en phosphore? Dans le cas du lac Taupo, la modélisation par ferme, utilisée pour déterminer le niveau permis d'émission, inclut un principe grand-père où les considérations énoncées précédemment sont prises en compte. À partir de ces constatations et de ces clarifications, on peut supposer qu'un marché du phosphore pourrait être intéressant comme modèle de PSE pour atteindre

des objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau au Québec, s'il s'inspire des deux cas présentés par Tabaichount et coll. (2019).

En premier lieu, la mise en place d'un tel marché au Québec devrait s'accompagner d'un cadre réglementaire. À l'instar du lac Taupo en Nouvelle-Zélande, le gouvernement pourrait réglementer les sources de pollution diffuse et les niveaux d'émissions permis pourraient être définis par ferme, en fonction d'objectifs par bassin versant. Ces objectifs différents permettraient de prendre en compte les spécificités régionales (Shortle et Horan 2017). Le marché du phosphore servirait alors à échanger des crédits pour les fermes qui excèdent leurs émissions et le prix serait en partie défini par le marché. Le gouvernement pourrait établir un seuil ou un prix plafond et un intermédiaire pourrait aller acheter des crédits additionnels pour réduire progressivement le niveau d'émission global. Du point de vue de l'efficacité, cette approche permettrait d'aller au-delà de ce qui est fait présentement avec le programme Prime-Vert. En effet, il semble que l'approche adoptée dans le cas de South Nation diffère peu de l'approche québécoise actuelle. Toutefois, une réglementation de la pollution diffuse risque d'être fortement contestée par le milieu agricole si elle ne s'accompagne pas de mesures de soutien et d'accompagnement (Shortle et coll. 2012).

En deuxième lieu, afin de réduire les coûts de transaction, la modélisation spatiale pourrait être utilisée pour déterminer quelles pratiques les agriculteurs devraient mettre en œuvre sur leurs fermes. Le recours à un outil tel que celui développé par l'IRDA pourrait être intéressant s'il prend en compte les délais de réponse des écosystèmes et s'il s'appuie sur les émissions antérieures des fermes. La modélisation pourrait aussi permettre d'identifier les pratiques agro-environnementales les plus susceptibles de contribuer à l'objectif social d'amélioration de la qualité de l'eau par ferme, plutôt que de laisser ce choix aux agriculteurs (Shortle et coll. 2012).

Finalement, l'administration du programme devrait être faite par un tiers parti. Les OBV sont toutes désignées pour ce faire, puisqu'elles connaissent bien les bassins

versants et font déjà des activités de concertation. Cette tâche additionnelle devrait toutefois s'accompagner de ressources appropriées, ce qui leur fait défaut présentement (Émond 2015).

## 6.2 Limites

L'une des limites de cette thèse est qu'elle ne remet pas en question le principe selon lequel les agriculteurs devraient recevoir une compensation pour l'adoption de pratiques agro-environnementales (compenser les fournisseurs de SE - PSE). Il serait possible de faire le point que, puisque les agriculteurs ont une demande de SE impactante sur la qualité de l'eau, ce sont des pollueurs et qu'ils devraient payer pour réduire cette pollution ou bien adopter des pratiques agroenvironnementales à leurs frais (principe pollueur-payeur). Cette distinction par rapport aux moyens employés pour résoudre l'enjeu de la pollution diffuse repose sur la notion d'externalités. Dans le cas du PSE, on perçoit les agriculteurs comme fournissant des SE bénéfiques pour la société, alors que dans un cadre d'une approche « pollueur-payeur », ces mêmes acteurs sont perçus comme nuisant à la qualité de l'environnement (Van Hecken et Bastiensen 2010). Le recours aux notions d'externalités est problématique, selon McAfee (1999), dans la mesure où elle dépolitise les enjeux environnementaux en rendant invisible les dynamiques de pouvoir (Van Hecken et Bastiensen 2010). Bien que les agriculteurs ne soient pas sans pouvoir puisqu'ils sont représentés par un puissant lobby, l'Union des Producteurs Agricoles, il demeure qu'ils subissent des pressions importantes qui influencent le type d'agriculture qu'ils entreprennent.

Une autre limite de cette thèse est le manque d'informations que nous possédons par rapport aux relations entre les usagers de l'eau, les citoyens, les producteurs agricoles. Comment les relations entre ces groupes et avec le gouvernement modifient-elles la détermination d'objectifs et de moyens employés pour améliorer la qualité de l'eau? L'introduction, la Section 2.3 et l'Annexe 1 abordent un peu ces questions, mais pas de façon à explorer en profondeur les relations entre les acteurs, le partage des pouvoirs et les motivations plus fines des individus. L'approche des systèmes agraires,

développée par Cochet et coll. (Cochet et Devienne 2006, Cochet et coll. 2007, Cochet 2012) et décrite par Van Hecken et coll. (2019), serait intéressante à mobiliser pour contrer cette limite, puisqu'elle permettrait de bâtir sur les informations déjà colligées pour permettre une meilleure compréhension du système à l'étude. L'approche des systèmes agraire s'intéresse aux dynamiques entre les fermes à l'échelle du paysage, cherche à considérer le contexte paysager en comparaison avec le contexte local d'une ferme, et ce, en prenant en compte le contexte historique et institutionnel qui a contribué à former les dynamiques au niveau du paysage (Van Hecken et coll. 2019). Ceci permet ensuite de comprendre pourquoi certaines pratiques et valeurs sont valorisées socialement et individuellement à un moment donné (Van Hecken et coll. 2019). Cette approche se fonde en partie sur des entrevues, dont le cœur porte sur les motivations, les opportunités, les contraintes et les perspectives à long terme des agents par rapport à leur utilisation du territoire (Van Hecken et coll. 2019). Le recours à cette approche permettrait de mieux comprendre les actions des agriculteurs et permettrait de mieux définir leurs besoins dans le cadre du développement d'un PSE. Elle permettrait aussi d'identifier comment le contexte institutionnel contribue à modeler les actions des agriculteurs, tout en reconnaissant que les agriculteurs ne sont pas un groupe monolithique. En complément, une démarche qualitative, avec des groupes de discussions, pourrait être mobilisée pour mieux comprendre comment les citoyens perçoivent les agriculteurs et leur rôle dans la société. À cet effet, l'approche proposée par le bricolage institutionnel (Clever et De Koning 2015) pourrait être mobilisée. Cette approche issue de l'institutionnalisme critique porte une attention particulière aux relations de pouvoir, aux préoccupations concernant la justice sociale, à la nature des actions humaines et à la complexité (Clever et De Koning 2015). Dans son analyse, elle s'intéresse aux façons dont les individus s'approprient et transforment les arrangements institutionnels (Clever et De Koning 2015).

Le choix de l'échelle spatiale définie dans le cadre de cette thèse est une autre limite. Dans les Chapitres 3 et 4, en particulier, nous avons choisi de faire une collecte de

données dans plusieurs régions à la fois, plutôt que de nous concentrer sur une région en particulier. D'un point de vue de la VAP (Chapitre 3), nous justifions ce choix en nous référant au pouvoir d'achat plus élevé de l'ensemble de la population québécoise et au fait que certaines régions pourraient être défavorisées si le calcul de la VAP était limité au contexte régional. Dans le cas du Chapitre 4, nous cherchions à recueillir l'appréciation du plus grand nombre d'agriculteurs possible pour estimer leur intérêt pour un PSE à l'échelle de la province. Nous avons ensuite utilisé certaines de ces observations dans le modèle multi-agents élaboré au Chapitre 5, conçu sur la base d'un sous-bassin versant local. Puisque nous nous sommes intéressés aux choix individuels des agriculteurs, cette échelle d'analyse demeure valide. Néanmoins, ce choix d'échelle spatiale ne rend pas nécessairement compte des préférences régionales pour des SE particuliers, ni pour des pratiques agro-environnementales qui pourraient être adoptées dans certaines régions et non dans d'autres. Dans la perspective où un PSE pourrait être géré par des OBV, une analyse plus fine des préférences et des pratiques des agriculteurs pourrait permettre de mieux moduler le PSE pour le rendre plus efficace dans la réalisation des objectifs sociaux et écologiques.

Outre ces trois limites principales, cette thèse aurait pu être améliorée en explorant plus en détails la question des coûts de transaction, le rôle des OBV et l'aspect biophysique. À travers la thèse, il est question à quelques reprises des coûts de transaction. Pourtant, ceux-ci ne sont pas abordés de front, ni en détails. Dans le contexte du développement d'un PSE, cette question devrait être au cœur des préoccupations, puisqu'ils influencent de façon importante le succès de programmes environnementaux (McCann et coll. 2005, McCann 2013). En raison de leur rôle central dans la gestion intégrée de l'eau, les OBV semblent toutes désignées pour administrer un programme de PSE en tant qu'intermédiaire. Toutefois, cette thèse n'aborde pas du tout leur capacité réelle à gérer un tel programme. Une analyse de leurs capacités institutionnelle et de leur rôle réel dans ce système pourrait être effectuée à l'aide du bricolage institutionnel et avec une analyse des réseaux, similaire à ce qu'ont fait Rathwell et Peterson (2012). Finalement,

une prise en compte explicite de l'aspect biophysique, soit le transport et l'accumulation du phosphore dans un bassin versant à une échelle fine, est nécessaire pour bien cibler les efforts de réduction de la pollution diffuse. De même, une analyse complète de l'impact des pratiques sur la production de SE par grappes serait souhaitable afin de mieux comprendre les arbitrages entre les SE en lien avec les usages du territoire. Une telle analyse pourrait aussi permettre de combler des lacunes en lien avec la valorisation des SE démontrée dans le cadre de l'Annexe 2. Ces trois éléments seront particulièrement importants à explorer dans le cadre de l'éventuel développement d'un PSE et pour évaluer son efficacité.

### 6.3 Travaux futurs

Cette thèse propose un premier portrait de l'offre et des demandes de SE pour la gestion de l'eau en milieu agricole au Québec. Cependant, tel que nous l'avons démontré dans la Section 6.2, il y a encore plusieurs manques à combler pour permettre de répondre à la question de recherche principale de cette thèse. Nous avons soulevé, notamment, la piste de l'analyse par les systèmes agraires et par le bricolage institutionnel pour mieux comprendre l'évolution de l'agriculture au Québec, déterminer comment les groupes s'approprient et influencent les PSE, entre autres, puis quelles sont les relations de pouvoir entre ces différents groupes impliqués dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Outre ces avenues de recherche, nous croyons que le fait d'établir les modèles mentaux des producteurs agricoles au Québec, évoqué au Chapitre 5, permettrait d'améliorer le modèle multi-agents, mais aussi de servir de complément aux analyses mentionnées ci-dessus.

Le développement de modèles mentaux permet de représenter comment les individus structurent et organisent cognitivement des concepts, ce qui permet de comprendre comment ils conçoivent les dynamiques et les relations entre les éléments des systèmes socio-écologiques (Jones et coll. 2011, dans Moon et coll. 2019). Les modèles mentaux sont établis en fonction des connaissances, des expériences, des valeurs, croyances et désirs des individus (Easterby-Smith 1980). Ils expliquent, de façon simplifiée (Jones

et coll. 2011, Pearson et Moon 2014), comment les individus (ou des groupes d'individus) prennent des décisions, raisonnent, agissent et comment ils traitent l'information disponible (Easterby-Smith 1980, dans Moon et coll. 2019 : 2/11). Selon notre expérience auprès des producteurs agricoles, ceux-ci sont une population plutôt difficile à sonder. Alors, le développement de modèles mentaux pour cette population serait bénéfique pour la recherche et pour le développement de politiques, puisqu'il nous permettrait de mieux les comprendre dans leur ensemble, sans surreprésenter les agriculteurs pro-actifs d'un point de vue environnemental (Chapitre 5). Dans le Chapitre 5, puisque nous avons accès à peu de données sur les motivations des agriculteurs face à des programmes de PSE et en lien avec l'adoption de pratiques agro-environnementales, nous nous sommes fiés sur des théories simples de la prise de décision. Par contre, en ayant accès aux motivations et aux processus de prise de décision des agriculteurs, nous aurions été en meilleure posture pour faire des recommandations sur les modalités d'un PSE.

#### 6.4 Conclusion

Les enjeux environnementaux complexes, particulièrement la gestion du phosphore pour le contrôle de la qualité des plans d'eau, posent des problèmes décisionnels multiples. Cette thèse a permis d'identifier certaines formes de demandes et d'offres pour des SE dans la gestion de la qualité de l'eau en contexte de pollution diffuse d'origine agricole. Les différents résultats qui émergent de cette recherche, notamment l'éclairage contextuel, les préférences d'usagers et les valeurs de la volonté à payer sont autant d'outils entre les mains des décideurs et des citoyens pour améliorer la gestion de l'eau et leur qualité de vie. Le modèle multi-agents permet enfin de mettre en lumière dans quelle mesure différentes formes de PSE peuvent susciter l'adhésion des agriculteurs à un tel programme. Il permet aussi de soutenir les résultats selon lesquels le modèle de prise de décision de la rationalité économique ne permet pas de décrire les nuances de la prise de décision des individus (An 2012, Milner-Gulland 2012, Levine et coll. 2015) et des agriculteurs.

D'un point de vue de l'écosystème de la recherche, l'utilisation du concept de SE dans cette thèse s'arrime à deux perspectives principales. La première rejoint la volonté d'inclure les SE dans la prise de décisions (Daily et coll. 2009, De Groot et coll. 2012, Laurans et coll. 2013, Guerry et coll. 2015), de par leur valorisation explicite aux Chapitres 3 et 4, mais aussi de par la mobilisation de l'outil des PSE (Chapitres 5 et 6). La deuxième rejoint l'idée de considérer l'apport du concept des SE dans un cadre socio-écologique. Dans ce cadre, les SE ne sont pas simplement fournis par la nature et consommés par les humains, mais sont influencés par des facteurs externes (écosystèmes associés, contexte politique, social et économique, institutions) et par les relations entre les humains entre eux et les relations humains-environnement (Ostrom 2007, 2009, McGinnis et Ostrom 2014, Barnaud et coll. 2018).

Selon Martin et Schlüter (2015 : 2), le fait d'intégrer les comportements humains individuels et collectifs avec des dynamiques écologiques complexes passe par la nécessité de connecter plusieurs processus sociaux et écologiques. Ces processus opèrent à différents niveaux, à différentes échelles spatiales et temporelles, et sont modélisés selon des paradigmes spécifiques à plusieurs disciplines. À cet égard, cette thèse permet d'identifier plusieurs processus sociaux, des processus écologiques et des influences institutionnelles qui influencent et modèlent comment ce système socio-écologique se comporte. Bien qu'il reste plusieurs étapes à entreprendre pour avoir une compréhension socio-écologique complète de la situation, les éléments soulevés dans cette thèse peuvent servir de pierre d'assise pour un travail futur.

D'un point de vue thématique, cette thèse est novatrice, dans la mesure où, à notre connaissance, il n'y a pas de recherches qui se sont penchées sur la problématique de la pollution diffuse au Québec avec la lunette des SE et des systèmes socio-écologiques. En fait, les résultats contenus dans cette thèse complètent bien les priorités de recherche identifiées par MacDonald et coll. (2016) et qui portent plutôt sur une meilleure compréhension des aspects biophysiques (sols et usages agricoles du phosphore, hydrologie et systèmes aquatiques) pour une meilleure gestion du phosphore en

agriculture. Aux États-Unis, Garnache et coll. (2016) ont établi un plan de recherche, similaire à ce qui est contenu dans cette thèse, pour résoudre le « casse-tête du phosphore ». Leur approche est ancrée dans une perspective économique avec cinq domaines d'intérêt, soit les moteurs institutionnels et économiques, les agents économiques, les processus biophysiques, les réponses environnementales (SE intermédiaires) et les SE valorisés par les consommateurs (Garnache et coll. 2016 : 1335). Notre approche se distingue toutefois par l'ajout d'une analyse dynamique, sous la forme de la modélisation multi-agents. De plus, plutôt que nous intéresser à l'impact de solutions techniques pour résoudre l'enjeu de l'eutrophisation (Garnache et coll. 2016), nous avons abordé la question de la résolution de la problématique d'un point de vue ouvert, qui facilite l'adoption de pratiques adaptées au contexte spécifique des fermes et des bassins versants.

## ANNEXE A

### LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE AU QUÉBEC : ANALYSE DES DISCOURS SELON LE CONCEPT DE LA DURABILITÉ

Sous presse dans : Zaga Mendez, A., Bissonnette, J.F., Dupras, J. (eds) Une économie écologique pour le Québec : comment opérationnaliser une nécessaire transition? Presses de l'Université du Québec.

Jérôme Dupras a contribué à l'idéation de ce texte. Jérôme Dupras et Alejandra Zaga Mendez ont révisé le texte.

#### 1 Introduction

Économie verte, collectivités résilientes, économie circulaire, énergies renouvelables, technologies propres, mitigation, adaptation, changements climatiques. La liste est longue pour illustrer les discours sur la transition écologique et énergétique. Au-delà de ceux-ci, le recours à des concepts particuliers suppose des rapports différents face à la transition. C'est particulièrement le cas, puisque le terme « transition » est non-neutre et que son sens varie selon les dynamiques d'innovations technologiques, les dynamiques sociales et le sens accordé à l'enjeu des changements climatiques par les parties prenantes (Christen et Hamman, 2015).

Ce chapitre portera sur la définition de l'expression « transition écologique » au Québec, tel qu'abordé dans le cadre de politiques publiques, mais aussi tel que proposé par des groupes de la société civile. Cette analyse contrastée de trois discours portés par le gouvernement du Québec avec le Plan d'Action pour les Changements Climatiques (PACC), le Front commun pour la transition énergétique et l'Alliance SWITCH permettent de mettre en relief des postures différentes face à la transition.

Plus particulièrement, les documents-cadres qui orientent ces discours seront analysés afin de déterminer s'ils s'inscrivent dans une perspective de durabilité forte ou faible et afin de déterminer où ils se situent sur le spectre de la transition (Audet 2016). Une attention particulière sera accordée à la transition en agriculture, puisque ce secteur est important pour le Québec du point de vue économique, social et de la sécurité alimentaire. Il est aussi névralgique dans le domaine environnemental, puisqu'il offre des possibilités de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) et qu'une bonne gestion des terres agricoles peut contribuer au maintien de plusieurs services écosystémiques (SE), dont la qualité des sols et de l'eau, la présence d'habitats pour la biodiversité et la pollinisation. Finalement, nous analyserons les points de recoupement et les divergences principales entre ces différentes visions de la transition.

## 2 Durabilité forte et faible : définitions

Le concept de durabilité a été largement mobilisé et institutionnalisé en réponse aux enjeux environnementaux issus du développement économique au cours de la seconde moitié du XXe siècle (Bartenstein 2005). Ce concept, toutefois, est suffisamment vague pour en permettre l'adaptation selon différents paradigmes et lunettes de recherche. En économie, deux courants en particulier ont voulu définir et s'approprier ce concept, menant à la version de la durabilité faible et de la durabilité forte.

L'approche de la durabilité faible, promulguée par l'économie néoclassique, rend substituables toutes les formes de capital (économique, naturel, humain) (Solow 1956, Martins 2016) tant que le bien-être social agrégé, soit la somme des préférences individuelles (ou de l'utilité<sup>6</sup>), n'est pas décroissante (van den Bergh 2010). Ceci veut dire qu'il est durable de consommer des ressources non renouvelables, comme le pétrole, tant et aussi longtemps que des ressources financières (i.e. des profits) ou

---

<sup>6</sup> L'utilité individuelle est considérée comme étant équivalente au bien-être (qui possède une valeur intrinsèque). Les économistes néoclassiques définissent l'utilité en tant que manière de décrire les préférences (Varian 2006), où la notion de valeur fait référence à ce qui est *valorisé* (McShane 2017). Il est à noter que, dans la littérature en économie néoclassique, les individus sont définis soit comme des consommateurs ou des producteurs (Fellner 2019), ce qui limite la portée de leurs préférences.

technologiques sont laissées aux générations futures en échange, de façon à compenser la perte des matières premières par d'autres ressources (van den Bergh 2010). Cette vision ne prend donc pas en compte le caractère fini des formes de capital naturel, ni les processus naturels non linéaires comme les points de bascule ou les boucles de rétroactions. Les tenants de ce type de durabilité s'intéressent aux questions d'équité dans la mesure où les perdants peuvent théoriquement être compensés pour la perte du capital naturel par les retombés économiques de la production, ce qui règle les enjeux de justice environnementale et de déplacement des charges environnementales. En effet, selon les modèles d'optimisation, ces compensations doivent seulement être théoriquement possibles, puisqu'il est question des préférences agrégées et non de la satisfaction individuelle des préférences. De plus, ces compensations n'incluent pas les vrais coûts sociaux et environnementaux des activités, c'est-à-dire la valeur des externalités négatives.

L'approche de la durabilité forte statue que toutes les formes de capital doivent être conservées et qu'elles ne sont pas substituables entre elles (van den Bergh 2010). Toutefois, il n'est pas toujours nécessaire de conserver entièrement le capital naturel non renouvelable, mais il est nécessaire de conserver les ressources de façon proportionnelle à la création de substituts renouvelables (Daly 1991, Howarth 2017). Par exemple, il pourrait être durable d'extraire du pétrole, mais il faudrait que cette exploitation soit faite à un rythme équivalent à la création ou à l'optimisation des sources d'énergies renouvelables. En ce qui concerne les ressources renouvelables, elles doivent être gérées en respectant la capacité des écosystèmes de se renouveler (Daly 1991, Howarth 2017). Dans le cas de la pêche, par exemple, il ne faudrait pas entamer le stock de poissons, mais plutôt limiter les captures en fonction de leur taux de reproduction. Finalement, en ce qui concerne la génération de déchets, celle-ci doit ne doit pas dépasser la capacité des écosystèmes à les assimiler (Howarth 2017). Le concept de la résilience des écosystèmes est central à la durabilité forte, dans la mesure où elle permet une analyse systémique et holistique de la gestion de l'environnement,

permettant aux écosystèmes de faire face à différents stress (van den Bergh 2010). Au niveau de l'équité, les tenants de la durabilité forte prennent en compte des éléments de justice intergénérationnelle<sup>7</sup> (Howarth 2017) et intragénérationnelle<sup>8</sup>.

### 3 Enjeux dans le contexte de la transition

Les enjeux environnementaux qui sous-tendent la crise écologique sont complexes et soulèvent des problématiques spécifiques dans le cadre de l'élaboration d'un plan de transition écologique (Audet 2016). La gestion des risques et de l'incertitude (Audet 2015), la question des échelles et la justice environnementale sont des éléments importants à considérer dans cette réponse. Tout d'abord, la complexité des questions environnementales et leurs conséquences peut les rendre difficiles à comprendre et à anticiper (Lemons 1998, Vatn 2009). En présence d'une combinaison de risques et d'incertitudes, la prise de décision se fait dans un contexte d'information imparfaite et de connaissances incomplètes (Mythen 2015), bien que le recours au savoir scientifique et aux savoirs de différents groupes puisse permettre de réduire certaines incertitudes (Renn 2006). Le fait que la transition écologique repose aussi sur des changements sociaux doit être pris en compte (Hall 1993, Audet 2015). Ensuite, la question des échelles, tant spatiales que temporelles, peut affecter la compréhension des enjeux environnementaux et limiter l'adoption de pratiques de transition. Cet enjeu est causé par plusieurs éléments, dont la non-concordance entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques (Cash et coll. 2006). Par exemple, la pollution diffuse dans un bassin versant peut provenir de différentes municipalités, ce qui requière la collaboration de plusieurs entités décisionnelles, mais sans une bonne cartographie du bassin versant, des sources de pollution ou la présence de forums de discussion pour les entités décisionnelles, le travail de réduction de la pollution peut difficilement être fait. En troisième lieu, les questions de justice environnementale et d'équité portent sur

---

<sup>7</sup> Justice entre les générations, généralement en relation avec les générations futures.

<sup>8</sup> Justice entre les individus et groupes d'individus d'une même génération, que ce soit entre pays, classes sociales, etc.

les dimensions distributives et structurelles des enjeux environnementaux, dans une perspective intergénérationnelle et/ou intragénérationnelle (Martinez-Alier 2017). Par exemple, certains pans de la littérature en justice environnementale s'intéressent aux questions d'exclusion, de distribution des charges environnementales, aux mécanismes qui facilitent leur prédominance dans certains groupes sociaux (entre autres chez les populations moins nanties ou prises avec les effets de la colonisation) et finalement aux moyens pris par des communautés pour lutter contre ces injustices (Sikor 2013, Coolsaet 2015, Martinez-Alier 2017). En plus des éléments mentionnés, la dépendance au sentier (« *path dependency* ») ou le « verrouillage » implique que les changements qui surviennent dans un système sont susceptibles de se faire en fonction de tendances réalistes ou envisageables et que celles-ci sont influencées par des décisions antérieures (Wilson 2007, dans Bailey et Wilson 2009). Il est d'autant plus difficile de changer de trajectoire, dans le cadre d'une transition, si le paradigme qui soutient la tendance décisionnelle est peu remis en question (Hall 1993). Il s'agit d'un enjeu dans le contexte de la transition, puisqu'il implique qu'il peut être difficile de changer de trajectoire tant que le paradigme dominant n'a pas été démontré comme étant désuet (Hall 1993).

Les enjeux mentionnés ci-dessus peuvent influencer l'efficacité des outils utilisés par les instances décisionnelles pour contrôler les problématiques environnementales. Les outils de type réglementaires, incluant les outils de type pollueur-payeur, sont particulièrement utiles pour contrôler des enjeux environnementaux assez bien définis (Jordan et coll. 2005). La loi sur la qualité de l'environnement, adoptée en 1999 au Canada, sert à contrôler la pollution provenant principalement de sources industrielles. Une autre catégorie d'outils, largement utilisés depuis les années 1970, sont les « nouveaux instruments de protection de l'environnement » (Jordan et coll. 2005). Ils incluent les instruments fondés sur le marché, dont les taxes écologiques, les subventions, les permis d'échange d'émissions, l'étiquetage écologique, les systèmes de gestion de l'environnement et les ententes volontaires. Ce type d'instruments est ancré dans une logique néolibérale, en ce sens où ils reposent sur le volontarisme et la

logique du marché pour permettre d'atteindre un niveau considéré optimal de réduction des impacts environnementaux. Bien qu'il existe d'autres types d'outils, ceux-ci sont les plus mobilisés dans le contexte québécois.

Dans le contexte de la transition au Québec, l'analyse des discours de la transition, présents dans l'espace public, permet de déterminer comment les différentes propositions se situent par rapport à la durabilité et abordent les enjeux propres à la transition. Dans la prochaine section, les discours typiques de la transition seront présentés, permettant de mieux caractériser ceux de la sphère publique québécoise.

#### 4 Pôles « idéaltypiques » du discours de la transition

La formule « pôles “idéaltypiques” du discours de la transition » est empruntée à Audet (2016 : 22). Dans un chapitre du livre « *La transition énergétique en chantier* », il présente les caractéristiques des pôles technocentristes et écocentristes de la transition à l'aide d'une analyse du discours d'organisations internationales et d'organismes de type « grassroots » ou communautaires.

L'approche technocentriste est marquée par une gestion de la transition descendante (« top-down ») et un recours important aux technologies en vue de décarboniser l'économie. L'État et les entreprises sont au cœur des efforts de la transition et leurs actions se concentrent principalement sur le secteur énergétique. Le rôle de l'État est alors de planifier la transition à travers des incitatifs, des normes, l'imposition de règlements harmonisés entre les pays et l'internalisation des externalités et de la valeur des biens et des services écosystémiques, tout cela en maintenant les emplois et la croissance économique ou du PIB. L'établissement d'un marché du carbone est l'un des outils largement utilisés à cette fin (Audet 2016). Dans ce discours, la transition est perçue comme une opportunité économique et le paradigme dominant de la maximisation du profit et de la consommation, propre au système capitaliste, n'est pas remis en question. L'échelle principale d'action de l'approche technocentriste est internationale, dans le cadre de la négociation de traités et d'accords comme celui de

Paris, et nationale dans leur application et l'élaboration de politiques spécifiques. Selon cette perspective, l'élément d'incertitude principal de la transition est l'enjeu énergétique (Audet 2016).

L'approche technocentriste, en raison de son analyse globale des enjeux et la conservation de la logique économique néolibérale (Audet 2016), suit une logique de durabilité faible. Par exemple, selon ce modèle il est souhaitable de faire la transition énergétique en délaissant les combustibles fossiles pour des énergies renouvelables, dont la viabilité repose largement sur l'extraction de terres rares (Pitron 2018), ou des énergies dites moins polluantes. Toutefois, l'extraction de terres rares se fait le plus souvent ailleurs que dans les pays occidentaux, ce qui limite l'impact direct de l'exploitation minière sur ceux qui consommeront vraisemblablement le plus de ressources (Commission Européenne 2020). Une transition vers d'autres types d'énergies ne garantit pas une utilisation raisonnée des ressources, en phase avec la capacité des écosystèmes de se renouveler. Finalement, la substitution énergétique est inefficace, dans la mesure où la substitution du charbon par le gaz naturel liquéfié implique toujours des émissions de GES et soutient toujours l'industrie extractive (Capellán-Pérez et coll. 2019).

De l'autre côté du spectre, le discours écocentriste exige un changement de paradigme par rapport à l'impératif de la croissance économique par une augmentation du profit et du PIB, aux modes de consommation occidentale et de vivre ensemble. Cette vision repose sur des citoyens engagés dans la transition et sur un État qui la facilite à travers l'élaboration de règles et de politiques, mais surtout à travers la création d'un espace de liberté pour l'action citoyenne. C'est pourquoi le principe de subsidiarité<sup>9</sup> est très fort dans cette vision. Le cœur de la transition est de construire des collectivités

---

<sup>9</sup> Le principe de subsidiarité « implique que les pouvoirs et les responsabilités doivent être délégués au niveau approprié d'autorité et qu'une répartition adéquate des lieux de décision doit être recherchée, en ayant le souci de les rapprocher le plus possible des citoyens et des communautés concernés (Projet de loi 397, Charte des municipalités, Section 1, article 9.1 : 6)»

résilientes<sup>10</sup> à différentes crises. De même, cette approche utilise plutôt des outils de type délibératif, tels que la prospective et les conférences de consensus, pour permettre d'envisager de façon collective des réponses aux crises inhérentes à la transition. Cette vision n'évacue pas complètement le recours aux technologies, mais il y a une méfiance manifeste à leur égard. Finalement, l'angle mort de cette approche, selon Audet (2016), est le manque de considération pour les enjeux politiques et économiques internationaux, étant donné que le cœur de l'action se situe au niveau local et ne prend pas nécessairement en compte la question des traités internationaux et des relations entre les États, par exemple. Pour l'approche écocentriste, l'enjeu central est celui de notre culture et de nos modes de vie axés sur la consommation (Audet 2016). Ceci implique qu'il faut donc non seulement revoir notre consommation d'énergies fossiles, mais, pour contrer les effets des changements climatiques, il faut complètement revoir notre modèle économique, particulièrement nos modes de consommation, de production et nos cultures axées sur le global en opposition au local.

L'approche écocentriste a le potentiel d'adopter une perspective de durabilité forte en raison de la remise en question du paradigme économique et social actuel. Cependant, son ancrage analytique des enjeux environnementaux à une échelle strictement locale peut obscurcir l'enjeu du déplacement des charges environnementales et de la justice intragénérationnelle (par rapport à d'autres pays ou régions), puisque l'échelle d'analyse est trop restreinte. Compte tenu que la crise écologique est globale, le repli sur les communautés locales pourrait renforcer les inégalités entre les communautés qui ont une plus ou moins grande dotation en ressources. D'autre part, même en réduisant la consommation des ressources, l'importation de bien ou de produits comme certains aliments pourrait demeurer. Dans le cas des amandes, par exemple, la consommation importante d'eau pour leur croissance ferait en sorte que des

---

<sup>10</sup> La résilience des communautés est « leur habileté à ne pas s'effondrer au premier signe de pénurie de pétrole ou d'aliments, et leur habileté à répondre aux dérangements en s'adaptant (Hopkins 2008 : 54). » (dans Audet 2016 : 20)

communautés éloignées devraient subir l'impact d'une utilisation importante d'eau requise pour la croissance de cette noix. L'acceptation ou non des limites écologiques par cette approche est donc l'élément qui va définir sa position sur la durabilité.

## 5 Politiques et stratégies de la transition au Québec

Dans le contexte québécois, les discours sur la transition abondent. Cependant, dans le cadre de cette analyse, il sera question de trois initiatives qui proposent des visions de la transition au Québec, soit le PACC (2013-2020) du gouvernement du Québec, Québec Zéro émission Nette (ZéN) du Front commun pour la Transition et celle de l'Alliance SWITCH.

Ces visions et programmes ont été choisis parce qu'ils représentent les perspectives de l'État québécois et de la société civile. Plus ou moins influents, ces acteurs représentent des groupes clés dans la société québécoise et possèdent des positions contrastées quant à leur posture sur la transition pour le Québec et incarnent des positions différentes par rapport à la durabilité.

### 5.1 Le Plan d'Action pour les Changements Climatiques (PACC)

Le PACC 2013-2020 et son Fonds vert ont été choisis malgré les annonces de la refonte récente du Fonds vert (maintenant appelé Fonds d'électrification et de changements climatiques) et du renouvellement prochain du PACC. Cette décision est justifiée par le fait que les orientations du PACC et les projets financés par le Fonds vert auront des répercussions sur les années à venir. Ces documents incarnent la vision d'un gouvernement à propos de la lutte contre les changements climatiques et de la transition. Compte tenu du sentier dépendant, cette vision est susceptible de demeurer une pierre d'assise sur laquelle reposera le nouveau PACC, d'autant plus qu'elle a contribué à l'élaboration de plans sectoriels corollaires tels que la Politique énergétique (PÉ) (2018-2030) et la Politique bioalimentaire. Dans le PACC, le terme « transition » est largement accolé à des termes relatifs à l'économie (« faible en carbone », « verte »)

et à une société plus verte et plus résiliente aux changements climatiques (une seule fois dans le document).

Dans ce plan, le Gouvernement décide des orientations pour la lutte contre les changements climatiques (perspective de réduction puis d'adaptation) selon des axes principaux, soit le transport, l'aménagement du territoire, l'énergie et l'efficacité énergétique, l'agriculture, la gestion des déchets et l'exemplarité de l'État. Les citoyens sont aussi mobilisés dans ce plan, surtout par le biais de leurs actions individuelles. Finalement, le plan vise à améliorer la résilience des communautés en adoptant des priorités relatives à la santé face aux impacts des changements climatiques, au soutien des industries vulnérables (c.-à-d. foresterie, agriculture, tourisme, mines), à la révision des normes sur les bâtiments et à l'acquisition de données sur la biodiversité et les SE. Toutes ces orientations et priorités ne sont toutefois pas assorties d'objectifs précis (VGQ 2014).

L'outil au cœur du PACC, qui vise la réduction des émissions de GES, est la bourse du carbone (Système de Plafonnement et d'Échange de Droits d'Émissions - SPEDE), dont l'adhésion est obligatoire pour un ensemble d'industries (Règlement Q-2, r. 46.1). La vision proposée par le PACC est de type « top-down » et les initiatives visent de façon générale l'ensemble de la population, bien que le secteur industriel soit particulièrement visé à travers le SPEDE. La distribution et l'administration des fonds pour le financement des initiatives du PACC sont faites à partir du Fonds vert. Dans l'application, toutefois, la gestion du Fonds vert s'est avérée déficiente, notamment parce que le Fonds vert n'a pas mis en place des objectifs permettant d'évaluer sa contribution au développement durable (VGQ 2014, CGFV 2018, VGQ 2019). Les initiatives mentionnées dans le cadre du PACC ont une portée majoritairement nationale, mais certaines sont aussi internationales. Celles-ci comprennent le financement de projets dans des pays francophones, la participation à des groupes sur la scène internationale (ex. Climate Group), la participation aux conventions-cadre sur le climat, la collaboration avec la Californie pour le SPEDE et, finalement,

l'exportation d'hydroélectricité et de technologies. Le discours gouvernemental est plutôt de type technocentriste.

## 5.2 Québec ZéN

La feuille de route vers un Québec Zéro émission Nette (ZéN) est une initiative du Front commun pour la transition énergétique. Cette proposition a été choisie parce qu'elle représente une vision étoffée pour le Québec passé le cap de la transition. De plus, il s'agit d'une vision proposée par la société civile et qui s'inscrit dans un discours plutôt écocentriste. Leur volonté de faire la transition est ancrée dans un désir d'atteindre des objectifs ambitieux de réduction des GES, de changer le paradigme économique actuel (c.-à-d. oublier la croissance économique) et de créer des communautés résilientes.

Le document qui décrit un Québec ZéN définit spécifiquement les actions à suivre pour tous les grands groupes de la société (gouvernements – fédéral, provincial, municipal, entreprises et autres organisations, citoyens) afin de réaliser leur vision. Le document est divisé en trois grandes sections, soit le cadre politique nécessaire pour réaliser la transition, les chantiers transversaux et les chantiers sectoriels pour la réduction des GES. Le cadre politique s'appuie sur un impératif de cohérence et de redevabilité gouvernementale, l'éducation et un dialogue social, la transition juste, les droits humains et un financement adéquat pour cette période de crise climatique. L'aspect de la transition juste vise principalement à compenser les groupes, à l'échelle nationale, qui seraient frappés plus durement par la transition, dans une perspective d'équité intra et intergénérationnelle, et à accompagner les travailleurs les plus touchés, notamment ceux dont les emplois sont intimement liés aux énergies fossiles. Les propositions relatives aux droits humains portent plutôt sur des enjeux internationaux, particulièrement sur les droits des migrants et sur les impacts distributifs des mesures de transitions sur les groupes plus vulnérables.

Les chantiers transversaux, en Économie et consommation, en Énergie et en Aménagement du territoire et de la biodiversité, visent la réduction des émissions de GES. Le premier chantier implique de changer de paradigme économique et de délaissier la croissance économique, d'adopter les tenants de l'économie circulaire, de moins et de mieux consommer. La renégociation des traités de libre-échange fait partie des actions proposées pour atteindre cet objectif. Le chantier énergétique repose sur la sobriété et l'efficacité énergétique, de même que sur l'élimination du recours aux hydrocarbures. Le chantier en aménagement du territoire et de la biodiversité repose sur la protection du territoire et sur la restructuration des milieux de vie. Les chantiers sectoriels pour la réduction des émissions de GES portent sur la comptabilisation des émissions de GES, le transport, l'industrie, les bâtiments, l'agriculture et les déchets.

Les moteurs principaux de la transition dans cette vision sont l'ensemble des citoyens, les entreprises, les organisations et les gouvernements, suivant le principe de subsidiarité. Il s'agit réellement d'une approche de la transition ascendante, où tous les acteurs sociaux sont des agents de la transition et les gouvernements doivent mettre en place des mesures pour faciliter l'atteinte de la vision proposée. Cette vision, fortement centrée sur le Québec, fait aussi référence à des enjeux internationaux, ce qui la rend plus complète que les discours écocentristes radicaux décrits par Audet (2016). Toutefois, les actions proposées pour répondre à ces enjeux ne sont pas aussi bien définies que les actions pour les enjeux locaux, puisque l'emprise sur ces enjeux est plus difficile.

### 5.3 Alliance SWITCH

L'Alliance SWITCH regroupe à la fois des industriels et des représentants de groupes environnementaux. Comme le suggère le titre de leur document (Alliance SWITCH 2019), « Propositions pour une économie verte, innovante et prospère », cette vision de la transition est fortement ancrée dans une volonté d'adopter des mesures pour lutter contre les changements climatiques qui promeuvent la croissance économique et la création d'emplois. Cette proposition se distingue toutefois par sa mise de l'avant de

l'économie circulaire en tant que modèle économique. L'économie circulaire est définie par Sauvé et coll. (2016 : 20) comme un « *Système de production, d'échange et de consommation visant à optimiser l'utilisation des ressources à toutes les étapes du cycle de vie d'un bien ou d'un service, dans une logique circulaire, tout en réduisant l'empreinte environnementale et en contribuant au bien-être des individus et des collectivités* ». Il s'agit donc de revoir en partie le modèle productiviste qui repose entre autres sur la production d'externalités négatives et sur l'obsolescence programmée, bien que la ou les stratégies choisies puissent avoir un impact sur la finalité de l'économie circulaire (Teigeiro et coll. 2018). En implantant ce système, il pourrait être possible de réduire les injustices environnementales et le déplacement des charges environnementales, par exemple par le biais du traitement des matières résiduelles électroniques plutôt que leur mise au rebut, parfois dans des conditions nuisibles pour les populations locales (Forti et coll. 2020). Plusieurs études tendent à démontrer les avantages positifs au niveau des retombées économiques, de l'emploi et de la réduction des GES de l'économie circulaire (voir Teigeiro et coll. 2018). Selon leur discours, la vision proposée par l'alliance SWITCH tend plutôt vers le technocentrisme, en raison de la prédominance des thèmes de la croissance et des emplois verts puis de l'approche hiérarchique. Elle s'en éloigne un peu en raison de la proposition d'adopter une économie circulaire, mais tant que le modèle économique sous-jacent n'est pas durable, l'économie circulaire ne permettra pas de changer un paradigme de durabilité faible (D'Amato et coll. 2017, Korhonen et coll. 2018). De plus, une amélioration de l'efficacité économique peut engendrer un effet rebond, où une hausse du revenu disponible, par le biais d'un meilleur emploi ou de réductions à la consommation, pourrait faire augmenter la consommation (Korhonen et coll. 2018, Teigeiro et coll. 2019). Néanmoins, l'économie circulaire pourrait être la voie intermédiaire par laquelle il serait possible de changer de paradigme, si ce modèle économique permet de respecter les limites écologiques des écosystèmes et ne repose pas sur la substituabilité.

## 6 L'exemple de l'agriculture dans les propositions pour la transition

L'agriculture est un secteur économique ancré physiquement dans le territoire et qui est souvent interpellé dans le contexte de la lutte aux changements climatiques. Avec des efforts et du soutien, il s'agit d'un secteur qui pourrait permettre de diminuer les émissions de GES, même au Québec, puisque beaucoup de fermes utilisent des énergies fossiles dans leurs infrastructures. De plus, de meilleures pratiques agroenvironnementales et une réduction des intrants pourrait permettre d'améliorer la qualité de l'environnement, tant aux limites des fermes que sur celles-ci. La mission des fermes de nourrir la population rencontre un besoin vital. À cet effet, les politiques entourant l'agriculture et son rôle dans la société permettent de comprendre comment les visions étudiées envisagent le futur. En ce sens, le tableau A.1 présente les principales mesures proposées pour chacune des visions, par objectif principal (thèmes). Il inclut aussi les objectifs généraux, de manière à mettre en lumière les priorités globales de ces propositions.

Tableau A.1. Ambitions pour le secteur agricole dans le PACC, Québec ZÉN et SWITCH

Politiques et visions	Objectifs généraux de la transition	Thèmes	Mesures de mise en œuvre
PACC et Fonds vert (Prime-vert 2018-2023)	Efficacité énergétique, recours accru aux énergies renouvelables produites localement et transition vers une économie verte avec croissance économique et emplois. Réduction de la vulnérabilité collective et individuelle à la hausse des prix de l'énergie.	Réduction des émissions de GES	Mesures liées au transport et aux véhicules utilisés en milieu agricole (PACC et PÉ) ; Adopter des technologies qui favorisent l'efficacité énergétique et/ou passer des énergies fossiles aux des énergies renouvelables, entre autres pour la machinerie et le chauffage des serres (: 30) (financé par Prime-vert).
		Gestion des risques liés aux changements climatiques	Réseau de surveillance climatologique ; Développement et transfert des connaissances (thèmes prioritaires : phytoprotection, réduction des risques) (financé par Prime-vert : financé par le Fonds vert avec les orientations du PACC)
		Protection de la biodiversité et des SE	Essais pour l'implantation de pratiques agroenvironnementales (financé par Prime-vert) ; Interventions à l'échelle des fermes et projets structurants sur des enjeux relatifs à la qualité de l'eau, à la santé et à la conservation des sols et à la conservation de la biodiversité (financé par Prime-vert).
		Autre	Conversion à l'agriculture biologique (financé par Prime-vert) et réduction de l'utilisation des pesticides.
Québec ZÉN	Réduction des GES, changement de paradigme économique, créer des communautés résilientes.	Réduction des GES	Véhicules agricoles lourds alimentés aux biocarburants. Utiliser les intrants de façon limitée. Intégration des terres agricoles dans les marchés sur le carbone (en tant que puits de carbone).
		Autosuffisance, sécurité et souveraineté alimentaire	Fermes à échelle humaine, agriculture urbaine. Consommation de produits agricoles de provenance locale à 80 %.
		Protection des sols	Méthodes de protection et de régénération des sols, agriculture biologique.
		Autre	Accompagnement financier des agriculteurs dans leur transition. Renégociation des accords de libre-échange.
Alliance SWITCH	Lutte contre les changements climatiques et économie verte et prospère.	Efficacité et sources d'énergie/réduction des GES	Recours aux technologies propres, réduire la consommation d'énergie et mettre en œuvre des procédés industriels plus efficaces.
		Économie circulaire	Production de biocarburant à partir des matières organiques produites sur les exploitations agricoles.

Le Gouvernement du Québec, via le PACC, le programme Prime-vert et d'autres politiques connexes, propose une gamme de mesure qui visent autant les pratiques locales des agriculteurs, notamment celles pour la protection de la biodiversité et des SE, que des mesures plus structurantes permettant de gérer les risques, de faire du transfert de connaissances et de répondre à des problématiques régionales. Ces propositions doivent aussi être comprises dans le contexte où le gouvernement a des visées de croissance et d'augmentation des exportations (Politique bioalimentaire 2018-2025). Il est aussi intéressant de noter la volonté du gouvernement de réduire la vulnérabilité collective et individuelle face à l'augmentation des prix de l'énergie (PACC). Dans cette optique, la volonté de pousser le secteur agricole vers le biologique (objectif de 98 000 hectares d'ici 2025, ce qui représente 3% des terres agricoles déclarées en 2016 (Statistiques Canada 2017a) est expliquée par le fait qu'une telle transition pourrait réduire la vulnérabilité des agriculteurs face aux fluctuations mondiales des prix des intrants, en plus de donner une valeur ajoutée aux produits (Politique bioalimentaire 2018-2025). Cette mesure incitative vise une meilleure gestion de l'environnement, puisque le recours massif aux intrants affecte la qualité de l'environnement (McLaughlin et Mineau 1995, Lissemore et coll. 2006, Dupas et coll. 2015, King et coll. 2015). Toutefois, la taille de la cible est très limitée (3%) et les moyens pour y arriver sont mal définis.

La réalisation du projet du gouvernement passe par des investissements ponctuels dans les fermes via des programmes comme Prime-vert. Toutefois, ce programme est considéré comme lourd administrativement, ce qui rebute certains agriculteurs et fait en sorte que peu d'entre eux l'utilisent pour des essais (Gagné et coll. 2018). De par son format, les projets financés sont ceux qui sont soumis au gouvernement par les agriculteurs, sous conditions, par des organisations régionales ou par des instituts de recherche. Cette approche ne permet pas nécessairement de rejoindre les agriculteurs dont le changement de pratiques améliorerait l'environnement de façon la plus significative (Kleinman et coll. 2015).

Du côté de la proposition « Québec ZÉN », l'ensemble des mesures suggérées visent à réduire l'impact des activités agricoles tout en favorisant l'émergence de ce secteur et d'une paysannerie agroécologique au sein des communautés locales. Les mesures proposées s'accompagnent d'un soutien financier des agriculteurs, d'une demande envers les gouvernements de renégocier les accords de libre-échange et d'intégrer des entreprises agricoles dans le marché du carbone, afin de compenser les émissions d'autres secteurs. Pour réaliser cette vision, Québec ZÉN propose un investissement massif en agriculture, l'adoption de politiques et la renégociation des accords de libre-échange. Cette approche diverge du financement à la pièce et de l'objectif de croissance du secteur agroalimentaire préconisé par le PACC, fondé en partie sur l'exportation.

Finalement, l'Alliance SWITCH s'attarde particulièrement au potentiel de l'agriculture comme producteur de biocarburants. Toutefois, dans le contexte de l'implantation d'une économie circulaire, ce secteur pourrait être réfléchi en tant qu'écosystème (Sauvé et Spreutels 2016) et être amené à privilégier les ressources locales et à limiter les déchets. Ceci permettrait de réduire voire d'éliminer la dépendance envers les intrants non renouvelables et de réduire les émissions de GES (Sauvé et Spreutels 2016, Fernandez-Mena et coll. Sous presse).

Il existe plusieurs similarités entre les mesures proposées, de même que des différences flagrantes. Au nombre des similarités, on retrouve des propositions liées au transport, à la réduction des intrants, au passage vers l'agriculture biologique et à l'adoption de pratiques agroenvironnementales. La volonté de modifier les sources d'énergie (passer du fossile au renouvelable) et d'améliorer l'efficacité énergétique est aussi commune. Les solutions de réduction des émissions de GES et la vision de l'agriculture de demain sont là où les propositions divergent principalement. En ce qui a trait au thème de « Réduction des GES », le PACC et l'Alliance SWITCH proposent des solutions technologiques, alors que la vision Québec ZÉN mise principalement sur la réduction des émissions et que l'Alliance SWITCH mise sur l'économie circulaire. Au niveau des visions, l'agriculture de demain, pour le gouvernement, passe par l'augmentation

des exportations, plus d'achats locaux et des produits à haute valeur ajoutée (produits biologiques et certifiés écoresponsables) (Politique bioalimentaire 2018-2025). Dans un Québec ZéN, l'avenir passe par l'autosuffisance, la paysannerie agricole, l'agriculture urbaine, l'alimentation locale à 80 % et des fermes à échelle humaine. Cette vision repose aussi sur une réduction de la consommation et le fait de fonder l'économie sur la rencontre des besoins.

## 7 Évaluation de la durabilité des propositions

Compte tenu des propositions respectives contenues dans les deux documents, tant au niveau global que spécifique à l'agriculture, il est possible de qualifier les visions du PACC et de l'Alliance SWITCH de durabilité faible et celle du Québec ZéN de durabilité forte.

Le PACC tend vers la durabilité faible principalement en raison de son objectif de général de croissance de l'économie, et ce, malgré les mesures de transition qui visent la mitigation et l'adaptation aux changements climatiques. En effet, l'idée même de la croissance sous-tend la satisfaction des préférences qui, selon la théorie économie néoclassique, ne peuvent être satisfaites car elles sont infinies (Martins 2016). En agriculture, ceci se traduit par l'utilisation de ressources pour la production d'intrants (les engrais chimiques phosphatés, notamment), mais aussi pour favoriser l'adoption de technologies, l'efficacité énergétique et le développement d'énergies renouvelables pour le transport, les équipements et les bâtiments de ferme. Cette quête d'efficacité vise, pour les agriculteurs, la rentabilité et le dégagement de profits, dans un contexte où ils subissent des pressions considérables notamment au niveau des prix et des coûts.

Pour la production d'intrants chimiques, l'extraction des ressources non renouvelables se fait souvent à l'étranger dans des conditions sociales et environnementales néfastes (Pitron 2018), ce qui implique un déplacement des charges environnementales et la création d'externalités négatives. Malgré le fait que la Politique bioalimentaire vise à

favoriser le passage vers une agriculture biologique, ce qui réduirait la demande envers les engrais chimiques, les objectifs de croissance contenus dans cette même politique suggèrent que les rendements devront être maximisés d'une manière ou d'une autre pour répondre à la demande et aux exigences de la chaîne de production.

D'autre part, la libéralisation du secteur agricole et son inclusion dans les accords de libre-échange, qui facilite les exportations, cause des pressions sur les producteurs, fragilisant la sécurité alimentaire (Parent 2003, Parent et Modou 2018) et réduisant la possibilité pour les gouvernements de créer des politiques structurantes (Smythe 2018). Il s'agit ici d'un enjeu autant politique que relevant des interactions entre différentes échelles spatiales, puisque la négociation des accords de libre-échange relève du gouvernement fédéral et que l'agriculture est une compétence partagée au Canada. Donc, malgré l'intérêt du gouvernement du Québec d'augmenter la part des produits agricoles consommés au Québec provenant de sources locales et biologiques (Politique bioalimentaire), il se doit d'utiliser des moyens qui ne contreviennent pas aux traités internationaux (MAPAQ 2020a). Ensuite, les cibles visant à augmenter les exportations vers des marchés extérieurs peuvent mener à la spécialisation et à l'intensification des exploitations agricoles, ce qui a des effets sur la biodiversité, la production de SE et la sécurité alimentaire (Moon 2011). Par exemple, les politiques favorisant l'exportation du porc québécois a mené à une augmentation de la production de maïs-grain et de soya au Québec (Corneau 14 octobre 2020), favorisé par des prix très intéressants. Ces productions requièrent beaucoup d'engrais et de pesticides, ce qui influence la qualité des écosystèmes qui soutiennent et entourent ces productions (McLaughlin et Mineau 1995, Lissemore et coll. 2006, Dupas et coll. 2015, King et coll. 2015). Plus largement, 75% du territoire agricole québécois sert à nourrir les animaux (Corneau 14 octobre 2020). Dans le contexte où un arbitrage est fait entre la qualité de l'environnement, la sécurité alimentaire et la productivité, il est difficile d'envisager que le déséquilibre en faveur de la productivité soit rectifié par les cibles contenues dans la Politique bioalimentaire et dans le PACC.

La vision globale de l'Alliance SWITCH est plus difficile à qualifier en raison des propositions opposées d'un point de vue de la durabilité. Le modèle de l'économie circulaire est considéré comme un modèle ancré dans la durabilité forte (Martins 2016). Toutefois, comme démontré dans l'analyse des propositions du PACC, l'idée de la croissance est peu compatible avec la durabilité forte, du moins dans le contexte économique actuel. Dès lors, l'accent mis sur l'objectif général de viser sur une croissance économique ancrée dans une économie verte et technologique priorise les aspects de la durabilité faible. Selon le mode d'application de cette vision, les résultats sur le plan de la durabilité pourraient changer.

De son côté, la vision d'un Québec ZÉN est en accord avec les principes de la durabilité forte, puisque ses propositions suggèrent que l'utilisation des ressources se fera selon les limites des écosystèmes, dans la mesure où celle-ci permettrait la satisfaction des besoins. En ce qui concerne l'utilisation de technologies, étant donné leur utilisation en cas de besoin et la suggestion d'avoir recours à une économie circulaire, il semble que cette utilisation puisse être faite de façon à ne pas entamer de façon trop importante les ressources non renouvelables. Malgré la mention explicite de principes de respect des droits des populations vulnérables, il n'est pas clair que les ressources extraites à l'étranger le soient de façon responsable. Cet élément serait à bonifier ou à clarifier dans un contexte de durabilité forte, possiblement à travers la renégociation des accords de libre-échange ou l'établissement de traités. Finalement, l'idée de centrer la transition sur la création de collectivités résilientes à tous les niveaux, incluant le milieu agricole, est cohérente avec le principe de durabilité forte.

Dans tous les cas, la position prise face à la durabilité démontre à quel point les propositions sont ancrées dans le contexte économique actuel de croissance (PACC, Alliance SWITCH) ou souhaitent s'en défaire (Québec ZÉN). Le choix des orientations, propositions et actions du nouveau PACC, prévu pour 2020, sera instructif par rapport à la gouvernance environnementale au Québec. Quelles propositions auront été retenues ? Les propositions suivront-elles le sentier dépendant des cibles et objectifs

énoncées dans les versions précédentes du PACC (2006-2012) et (2013-2020) ou s'en déferont-elles? Ces propositions correspondront au positionnement de quels acteurs et sous-tendront quelles visions du monde à l'ère des changements climatiques ? Le choix du nom du nouveau PACC, le Plan d'électrification et de changements climatiques, est révélateur en ce sens où le thème de l'électrification ne suggère pas un changement de paradigme face à la croissance. De plus, il résonne fortement avec la perspective technocentriste et avec la durabilité faible.

## 8 Conclusion et recommandations

Pour entamer une réelle transition écologique et répondre aux enjeux de la crise écologique et climatique, il est nécessaire d'entreprendre dès maintenant des actions qui permettront de diminuer nos impacts locaux et globaux. Depuis ses premiers efforts pour lutter contre la crise écologique, avec le PACC (2006-2012), le Québec fonde ses efforts pour limiter les émissions de GES sur la réglementation et les outils fondés sur le marché, à travers la Loi sur le développement durable, la nomination d'un commissaire au développement durable, l'établissement du Fonds vert et, surtout, le marché du carbone (Mousseau et Villeneuve 2019). Le marché du carbone représente la pierre angulaire des itérations du PACC mais ne permet pas de structurer les changements requis pour réduire de façon concertée et efficace les émissions de GES dans tous les secteurs de l'économie (Mousseau et Villeneuve 2019). Selon Mousseau et Villeneuve (2019), il manque une vision stratégique globale pour rassembler les différentes initiatives qui pourraient incarner la transition, mais qui sont présentement divisées en silos. Le Québec, mais aussi le Canada, s'est limité à des outils issus de la durabilité faible qui ont eu peu d'incidence sur la réduction des émissions de carbone et sur la crise écologique de peur que les entreprises déménagent vers d'autres provinces ou pays et que les citoyens n'élisent d'autres gouvernements moins convaincus de l'importance de la crise. Bien qu'il s'agisse de peurs fondées, il est nécessaire de mettre fin à cette période de demi-actions basées sur la bonne volonté des parties prenantes. Il faut entamer un changement de paradigme.

Malgré l'urgence, une rupture abrupte des politiques sera certainement repoussée et contestée, et donc, le recours à une trajectoire intermédiaire entre durabilité faible et forte pourrait être préconisée (Bailey et Wilson 2009). Néanmoins, les mesures de la transition doivent aussi incarner des principes de durabilité forte, pour que nos actions puissent avoir de réels résultats sur les émissions de GES et limiter les impacts de la crise climatique. Il faut donc s'éloigner de l'idée de substitution des ressources.

En tant que trajectoire intermédiaire orientée vers la durabilité forte, l'adoption de mesures en phase avec les principes de l'économie circulaire, tel que la création d'incitatifs et de technologies permettant de revaloriser les matières, doit être envisagé. Ces mesures doivent prendre en compte les limites des écosystèmes et éviter le piège de la substituabilité. La revalorisation pourrait permettre de réduire la consommation de matières premières dans les processus extractifs. De même, le prix des matières premières doit refléter leur vrai prix de production et donc inclure les externalités négatives. Il faudra toutefois porter une attention particulière aux processus industriels qui sous-tendent la revalorisation et considérer leur effet net sur la consommation de ressources, incluant l'énergie et l'eau (Korhonen et coll. 2018). Dans cette foulée, le gouvernement devrait revenir sur sa décision de ne pas adopter le projet de loi sur l'obsolescence programmée et sur le droit à la réparation rédigé par des étudiants en droit de l'Université de Sherbrooke (Isabelle Porter 31 octobre 2019). Une telle loi limiter la consommation et réduire la consommation de matières à la source, mais aussi mettre fin à la production de produits « cheap », dont la production repose sur largement sur l'exploitation des travailleurs et la surexploitation des ressources alimentaires, énergétiques et des matières premières (Moore 2015). Bien entendu, ces mesures devraient s'accompagner de politiques de soutien pour les citoyens à plus faible revenu qui seraient les plus affectés par la hausse des prix des produits. Plus généralement, une transition vers une société qui n'est pas axée principalement sur la consommation pourrait permettre de réduire la pression sur les écosystèmes, en baissant la demande.

L'établissement d'un objectif plus agressif et d'un plan d'action détaillé pour la réduction des émissions de GES et l'atteinte de la carboneutralité est nécessaire. À cet effet, le potentiel en termes d'énergies renouvelables du Québec devrait aussi être considéré. Il est aussi nécessaire de prendre en compte l'ensemble du cycle de vie des biens et services, afin de ne pas atteindre la carboneutralité au dépend d'autres communautés. Ceci passe notamment par un travail concerté et non en silos, mais aussi par une refonte des politiques qui encouragent les actions non durables. Au Québec, ceci inclut la fiscalité municipale qui repose sur la construction de nouveaux bâtiments au détriment de la protection de milieux naturels essentiels et les politiques favorisant l'exportation de produits alimentaires qui influencent l'utilisation du territoire. Il est aussi nécessaire de cesser de fonder tous nos efforts de réduction des émissions de GES sur le marché du carbone, puisque cette approche repose sur la substituabilité des ressources.

Nos efforts pour faire la transition écologique seront vains si nous ne prenons pas des moyens forts pour changer nos pratiques qui affectent négativement les écosystèmes à travers le monde. Les outils issus de la durabilité faible ne sont pas suffisamment efficaces pour nous permettre de limiter les impacts des activités humaines sur l'environnement. Il est donc temps de changer de paradigme et d'orienter nos efforts avec l'aide d'outils issus de la durabilité forte, qui sont plus demandant, mais ont de bonnes chances d'avoir un impact réel.

## ANNEXE B

### THE ECONOMIC VALUE OF CANADA'S NATIONAL CAPITAL GREEN NETWORK

Publié dans PlosOne

L'Ecuyer-Sauvageau, C., Dupras, J., He, J., Auclair, J., Kermagoret, C., & Poder, T. G. (2021). The economic value of Canada's National Capital Green Network. *PLOS ONE*, 1–29. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245045>

Dans le cadre de cet article, qui a été rédigé à partir d'un rapport paru en 2016, j'ai estimé la valeur de services écosystémiques à partir de la méthode du transfert de bénéfices et des prix du marché, puis j'ai rédigé le texte. Pour la version de PLOS ONE, j'ai également réalisé les figures dans ArcGIS. Jérôme Dupras est l'idéateur et a coordonné le projet. Jie He a effectué la méta-analyse, Jeffrey Auclair a fait les analyses ArcGIS initiales, puis tous les co-auteur.e.s ont contribué à la rédaction et à la révision de l'article.

#### 1 Introduction

In 2014, 54% of the world's population lived in cities, with this percentage expected to reach 66% by 2050 (UN 2014), thus making the management of urban areas one of the top development challenges of the 21<sup>st</sup> century (UN 2014). The management of urban areas involves many elements, ranging from transportation to health, but also including justice and environmental issues. Urban sprawl is a side effect of the attraction of humans to urban centres, but the extent of the sprawl is a function of land-use controls, municipal fragmentation, housing prices, reliance of municipalities on property taxes to finance public services, and the percentage of public spending on infrastructure and transportation (Pendall 1999). Although there are many definitions

of urban sprawl, common elements of this definition in the North American context include low-density developments, reliance on the use of private automobiles, a lack of functional open space, waste of land, segregated land uses, and the presence of a homogeneous population (Ewing 1997, Sierra Club 1998, PTCEC 1998, USDHUD 1999, Johnson 2001). The urban sprawl phenomenon is having impacts on air pollution, especially from transportation, increased traffic congestion, and it is characterized by a wasteful use of resources (Sierra Club 1998, Orfield 1999, Dupras et al. 2014).

Influenced by the works of Ebenezer Howard and the Garden City movement (Howard 1898, Taylor et al. 1995), the cities of Ottawa and Gatineau have implemented the Gréber Plan in 1950. The main intentions behind this plan was to control urban growth, improve the beauty of Canada's Capital Region, and put aside land for future institutional and agricultural uses, as well as for recreational use (MEA 2005). These lands included a Greenbelt around the City of Ottawa, the Gatineau Park on the Quebec side, and many natural areas within the City of Ottawa and along main waterways. Today, this Green Network is managed by the National Capital Commission (NCC), a federal agency of the Canadian government.

One of the ways to address environmental and well-being issues associated with urban sprawl is through the lens of ecosystem services (ES). ES, as defined by the MEA (2005), are functions and ecological processes generated by ecosystems that benefit humans in many aspects of their lives. These benefits can be direct, through the provision of basic goods, but also indirect, through their impact on constituents of well-being, i.e. on security, positive social relations, health, and the freedom of choice.

The concept of ES also enables decision makers, public and private, to reflect on the impact of planning decisions on the quality of life of citizens through the use of new indicators. According to the MEA's (2005) classification, there are four categories of ES: regulating, supporting, provisioning and cultural. In an urban and peri-urban context, these classes of services can be represented, for example, by trees and forests

that have the ability to capture and store carbon, provide shade, act as habitats for biodiversity, generate timber and non-timber forest products, and have an aesthetic value.

The quality and quantity of ES is especially degraded in urban and peri-urban settings as a result of a failure to recognize their importance and to systematically include them in planning (Breuste et al. 2013, Sandhu et Wratten 2013, Mace et al. 2015). This situation is especially true for ES that have no monetary value in the traditional market. One way to remediate this problem is to determine the economic value of ES and of natural capital, to demonstrate their contribution to human well-being and to enable a true benefit-cost analysis of different planning options. Many cities around the world, like New York and Toronto, have integrated the concept of ES in their land-use plans (Chichilnisky et Heal 1998, Wilson 2008).

The purpose of this study was to determine the economic value of ES and natural capital in the Ottawa-Gatineau region (i.e. Green Network of Canada's Capital Region), so that these values can be integrated in future planning decisions. A technical report was published by Dupras et al. (2016), and presented preliminary results for the ES valuation of the Canada's National Capital Green Network. In this article, we deepen the methodological and discussion aspects of the study. To do so, there is a Site description section, a Material and methods section, a Results section, a Discussion section which will focus on the way our results could impact future environmental management and planning decisions in the region, and a Conclusion.

## 2 Site description

The Capital of Canada is located in Ottawa, Ontario, but the National Capital Region (NCR) includes cities from both the provinces of Quebec and Ontario. The most important cities of the NCR are Ottawa and Gatineau, which are separated by the Ottawa River, but linked by five inter-provincial bridges and an economy mainly based on federal public services. The NCR also includes 12 cities and municipalities. The

population in the metropolitan region of Ottawa-Gatineau was estimated at 1,329,807 people in 2015 (Statistics Canada 2016a). The region covers an area of 6,767 km<sup>2</sup> with a population density of 195.6 people per square kilometre (Statistics Canada 2016b). The GDP per capita in the Ottawa-Gatineau metropolitan region was approximately \$48,500 in 2015 (Statistics Canada 2016a, Arcand et al. 2014, Bagnall 2014). In 2014 the total median income was \$87,060 per household on the Quebec side of the region, and \$102,030 per household on the Ontario side (Statistics Canada 2016c).

The NCR is located in a temperate climate zone, with warm summers and cold and snowy winters. It is also located in the Ottawa River watershed which covers an area of 146,334 km<sup>2</sup> (MDDELCC 2015)

The creation of the Gatineau Park precedes the Gréber Plan in 1950. The park's appeal for citizens started at the end of the 1800s with recreational activities being carried out in the park and rich individuals building cottages in the hills close to the city (NCC nd). It only gained an official statute in 1938, after the beginning of the Great Depression and the emergence of conflicts between recreational users and resource harvesters. It was created to promote recreational activities and to be used as a conservation area (NCC 2009). It is still a prime destination for recreational and cultural activities; more than 2.6 million visits are made to the park annually (Environics Research 2017). The park hosts diverse habitats and has a high level of biodiversity. It contains 50 lakes and hundreds of ponds, mixed, deciduous and coniferous forests, there are also approximately 1,600 floral species, 54 mammals, 232 avian, 17 amphibians, 11 reptiles, more than 50 fish species and many species at risk (DDM 2010).

The 1950 Gréber Plan recommended the creation of a Greenbelt and the development of a network of urban lands that would be connected to the existing Gatineau Park. The main objectives of the Greenbelt were to contain population growth, up to 500,000 citizens, provide natural areas for the enjoyment of the urban population, and act as a reserve of lands for agriculture and for governmental institutions (Gordon et Scott

2008). The first objective was not achieved, especially because of the low capacity of the inner city. The Greenbelt was originally implemented around the city, but in 2001, twelve local administrations within and outside the greenbelt were merged, with the old City of Ottawa representing only the inner portion. Today, because of the number of people living outside the boundaries of the Greenbelt but working within its limits, transportation is one of the most important challenges to the health of the Greenbelt, in addition to population growth (NCC 2013).

The creation of the Greenbelt was mainly carried out by the NCC through land purchases and expropriations (Gordon et Scott 2008). Today, the Greenbelt has a spatial extent of approximately 20,600 hectares, composed mainly of natural areas, agricultural lands and forests, but also including roads, an airport, and residential and institutional areas. Recreational and cultural activities are carried out in the Greenbelt, which attracts 3.5 million visitors annually (NCC 2013). Conservation of natural areas is also important in the Greenbelt, and the most common habitats are wetlands and significant forests. For example, Mer Bleue is recognized as an internationally significant wetland under the Ramsar convention (NCC 2013). There are few old-growth forests in the Greenbelt because of agriculture and urbanization, but the existing ones are very important as seed sources for late succession tree species. There are also many species living in the Greenbelt, including 60 species at risk.

Natural Urban Lands make up for a small proportion of the NCC's Green Network, i.e. 4,500 hectares. These lands are used mainly for recreational and access purposes, but they also provide habitats for species in the form of a heron nesting site, fish spawning habitats and islands that are used by birds as refuges in the urban lands. These lands are also home to more than 70 species at risk.

As part of this study, we consider that the natural capital of the Green Network of the Canada's Capital Region is represented by all lands managed by the NCC, which includes the Greenbelt, the Gatineau Park and natural urban lands. The NCC being one

of the largest owners of natural lands in the area, i.e. more than 55,000 hectares, we decided to focus our study on the lands managed by this entity. Common challenges to the health of Ottawa and Gatineau's natural areas include climate change, encroachment on natural environments, habitat fragmentation and invasive species (DDM 2010).

Having green spaces within and around cities can increase the resilience of our environments. It can be difficult, however, for city planners to reconcile environmental and development pressures. In Canada, municipalities get funding from the provinces to carry out tasks that are delegated to them. To get additional funding, municipalities have the ability to raise taxes, but a large part of their income comes from property taxes, which can only be raised if houses are built. In this context, cities tend to open up land for housing development, without considering the impact to their natural capital. In addition, it is often politically damaging for municipal governments to raise new taxes or to increase the taxation level of citizens. The case of the NCC's Green Network is singular in the sense that the largest green network in the Ottawa-Gatineau region is not managed by the municipalities, but by an agency of the federal government that is not influenced by the same pressures. It can, however, be indirectly influenced by political pressures, through budget allocation and changes to its mandate. In this case, assessing the economic value of the lands preserved by the NCC, can help to showcase the importance of natural capital to human well-being in the region.

### 3 Materials and methods

Many methods exist to determine the economic value of ES, including methods based on market pricing, replacement cost, revealed and stated preferences, as well as benefit transfer.

There is a distinction to be made between the evaluation of stocks of natural resources and of flow of ES. For Jones et al. (2016), natural capital encompasses the 'stocks', which represent assets found in the environment, and the processes through which

humans perceive benefits, which can be regarded as ‘flows’ or as transformations or evolutions of the stocks (Jones et al. 2016: 154). Whereas the stock value of a wetland would be its replacement cost, the flow of the services provided by wetlands include flood prevention, carbon sequestration and habitat for biodiversity. In this study, we did include the values of the stock of wetlands, as the meta-analysis by He et al. (2015) provides the value of the stock of one ha. When it comes to carbon storage, the value of the stock of carbon was taken into account for the service of Global climate regulation for Forests, Wetlands, and Prairies and grasslands. However, the value of the stock of capital was not included in the value of the other ES.

In this study, we used a combination of market pricing method and two benefit transfer methods (i.e. meta-analysis and benefit transfer with adjustment) for the year 2015. The latter are based on the use of secondary data and are frequently used for these types of studies (see Dupras and Alam (2014) for a review). This choice of methods was based in part on time and resource constraints, and in part on the purpose of this study, which was to raise awareness on the general importance of ES in the NCC’s Green Network.

Our approach follows Troy and Wilson’s (2006), which starts by choosing the ES to value based on a spatial analysis of the study area (identify land use types). Then, once the goods and ES have been identified by land use types, including whether they are urban, peri-urban or rural, the mode of evaluation of ES is chosen, based on available resources. As a third step, we collected data that enabled us to determine the economic value of ES that had been previously identified. The data collection included research on market prices for provisioning services, spatial data collection on wetlands to carry out the benefit transfer using the meta-analysis method by He et al. (2015), a literature review and the creation of a database for services not covered under the market pricing and benefit transfer methods. Using the data collected, we have determined the value of ES based on the ecosystems present, adapted these values to the land cover, and created maps showing the results.

### 3.1 Spatial Analysis

The land cover analysis was performed using Agriculture and Agri-Food Canada's (AAFC) 2014 land cover inventory database (AAC 2014). This layer was the most appropriate geographic information system (GIS) database as it included many land use classes (28 categories) and allowed for a consistent coverage of the entire study area at a fine resolution (30 m<sup>2</sup>). This satellite imagery has a level of precision of 85%. Although the study area was too large to carry out manual correction, which would have increased the accuracy of the GIS analysis, the use of a randomized photo-interpretation approach confirmed the general preciseness of the layer and its suitability for subsequent analysis. This layer was coupled with Statistics Canada's classification of urban and rural areas, to differentiate between these environments. The criteria used to distinguish urban and rural areas is based on demographic characteristics (population size and density) and distance to large agglomerations. For our purposes, an urban area has a population size of at least 1,000 people and a population density of at least 400 people per square kilometre. The land cover analysis was carried out using the ArcGIS software (Esri, Redlands, CA, United States).

### 3.2 Selection of ecosystem services

The selection of ES was based on the most common and standard classifications: the Millennium Ecosystem Assessment classification with its 17 ES divided into four categories, the TEEB with its 22 ES also divided into four categories, and the classification developed by Haines-Young and Potschin (2008), the CICES (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services), with its nine classes and three themes which excludes the "supporting services categories" and the habitat services/functions. Our selection was also based on our own database. This database was first developed as part of a literature review by Dupras (2014) which included studies of ES valuation on forest, wetland and agricultural ecosystems. In the context of this study, the database was supplemented with a literature review of the economic

valuation exercises of ES that had been undertaken in Quebec and Ontario (e.g. Dupras et Alam 2014, Wilson 2008, Dupras et al. 2015, Dupras et al. 2017) and with studies on the valuation of aquatic ecosystems. The selected studies from this database are presented in Table in SB.1 Table in the Supporting information. 13 ES were selected for further analysis in the context of the NCC’s Green Network. Although the ecosystems under study generate more ES, we limited our analysis to the ES whose value had been estimated previously and to ES for which we could estimate the value using the data available in the allotted time. In order to show the gap between the real contributions of ecosystems to the provision of ES, we use a hollow dot in Table B.1 to identify ES provided by ecosystems that were not valued in this study.

Table B.1. Selection of ES based on ecosystems and data available.

Ecosystem services	Ecosystems / Land uses					
	Urban forest	Rural forest	Wetlands	Cropland	Prairie and grassland	Freshwater
Provisioning services						
Agricultural services				●	●	
Other food	○	○	○			○
Raw material	○	○	○	○	○	○
Genetic diversity	○	○	○	○	○	○
Regulating services						
Global climate regulation	●	●	●	○	●	○
Air quality	●	●	○	○	○	○
Water provisioning	●	●	●	○	○	○
Waste treatment	●	●	●	○	○	●
Erosion control	●	●		●	●	○
Pollination	●	●	○	○	●	○
Habitat for biodiversity	●	●	●	○	●	●
Disturbance / natural hazards prevention	●	●	●	○	○	○
Pest management	●	●	○	○	○	○
Nutrient cycle	●	●	○	●	●	○
Cultural services						
Aesthetics (landscape)	○	○	○	●	●	●
Recreational activities and tourism	●	●	●	●	●	●

Ecosystem services	Ecosystems / Land uses					
	Urban forest	Rural forest	Wetlands	Cropland	Prairie and grassland	Freshwater
Scientific and educational	○	○	○	○	○	○
Spiritual	○	○	○	○	○	○
Heritage and cultural identity	○	○	○	○	○	○

● ES for which we have values; ○ ES for which we do not have access to values

### 3.3 Ecosystem Services Valuation Methods

The analysis of the 13 ES mentioned above was carried out using four methodological approaches. The market pricing method was used to determine the economic value of agricultural products, pollination, and recreational activities and tourism. For all of the other non-market ES, the benefit transfer approach with adjustment, the benefit transfer method with meta-analysis, and the replacement cost method were used. Considering the large number of ecosystems that compose the NCC's Green Network and the quantity of ES that they produced, the use of these methods enabled us to perform the analysis given resource constraints (time, especially), and carry out the main objective of this study. These methods will be discussed in the subsections below.

In the case where we would have had time to calculate a value that is more specific to our study area, we could have used other methods. Indirect valuation methods include stated and revealed preference approaches. Revealed preference approaches are based on observed behavior (Whitehead et al. 2008). They include the travel cost method, where the value of recreation, for example, is estimated as a function of the distance traveled to a location and of the purchases made on the way to and at the location (Boardman et al. 2011). They also include the hedonic pricing method, where the aesthetics ecosystem service, for example, can be estimated based on the premium associated to the value of a house that is located in a specific landscape (Boardman et al. 2011). The stated preference approaches are based on stated behavior, generally gathered as part of a survey, where hypothetical scenarios are presented to individuals.

They include contingent valuation and choice experiment methods, where respondents are asked, for example, how much they are willing to pay to preserve an aesthetically pleasing landscape (contingent valuation) or are asked to choose their favorite option of a recreational area, where each scenario is composed of a number of given attributes (choice experiment) (Bateman et al. 2002). For more information on the methods and suggestions about the most appropriate ones to use in a specific context, we suggest consulting the Ecosystem Services Toolkit (VNCST 2017) or the TESSA (nd).

### 3.3.1 Market pricing method

The market pricing method estimates the values of tradeable ES by looking at their transaction costs. To perform this analysis for agricultural products, we calculated the economic rents for every crop grown in the NCC's Green Network, noting that most of the agricultural lands were located in the Greenbelt. We first had to determine which crops were grown in the area, then we performed research to determine the value of the economic rent per crop, which is equal to the revenues generated from the sale of the products minus the total costs of producing them. Economic data for crops came from the Financière agricole du Québec (FADQ 2015a, 2015b, 2015c, 2015d), the Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA 2014, 2016), and the Quebec Reference Centre for Agriculture and Agri-food (CRAAQ 2011, 2014a, 2014b).

The economic valuation of the pollination service was based on the method described in Winfree et al. (2011), where the value of the pollinating service from wild pollinators, in this case, is based on the value of production. As our focus was on wild pollinators, we used the hypothesis from the study by Rands and Whitney (2011) which studies the effect of wild field hedges for nesting pollinators and their travel capacity which varies from 125 m to 2 km. As a conservative distance, we chose to consider the distance of 1 km that pollinators can travel towards agricultural lands from nesting

sites. By doing so, we estimated the pollinating potential of wild field hedges (forests and prairies and grassland) on the croplands. This was done by measuring the area in a 1 km buffer around the crops dependent on pollination that contains is made of forests and prairie or grassland ( $surface_{FPG}$ ). The equation we used is the following:

$$V_{\text{pollination}} = ((P * Y - C) * D * \rho) * surface_{FPG} \quad (1)$$

Where  $V_{\text{pollination}}$  is the value of the pollination service,  $P$  is the price of the crop,  $Y$  is the yield,  $C$  are the costs of production,  $D$  is the crop dependency on insect pollinators, and  $\rho$  is the proportion of insect pollinators (Winfree et al. 2011). In our case, we used the inverse of the values provided by Morse and Calderone (2000); their value reflected the proportion of pollinators that are honey bees. This value, which represent pollinators that are not honey bees, is 0.1 for berries, 0.5 for soybeans and beans, and 0.4 for forage in rural areas. We estimate that this value ( $\rho$ ) is divided by half in urban areas, considering the quality of the nesting environment (Fetridge et al. 2008). We limited our estimation to crops that have a dependence on pollinators. We used the value of the net benefit ( $P*Y - C$ ) from beans, berries, soybeans, and forage as calculated for the provisioning service, and took into account their surface area and their rates of dependence on pollinators. We used the degree of dependence as reported by Morse and Calderone (2000) (AAC 2017) for berries/strawberries (0.2), soybeans (0.1), and forage (1). For beans, although the degree of dependence was not provided in Morse and Calderone (2000), we assumed a degree of dependence of 0.1, as it is a flowering crop.

The value of recreational activities and tourism is estimated based on the value of user fees charged by the NCC for parking, to access the Gatineau Park and to carry out activities like snowshoeing, skiing, and camping. As the general admission to the Park is free, not all activities carried out in the park are covered by user fees; thus the value is likely underestimated.

### 3.3.2 Replacement cost method

This method is a cost-based approach and estimates the value of an ES, in this case the climate regulation service, based on the cost of the damage that would be induced by its loss. The climate regulation service is evaluated in terms of carbon storage and sequestration, using the value of the social cost of carbon (SCC) as determined by Environment and Climate Change Canada (ECCC 2016). The SCC is a measure of the expected damage of climate change at a global level resulting from the emission of one additional ton of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>; where 1 ton of C  $\approx$  3.67 tons of CO<sub>2</sub>) into the atmosphere over the course of one year. To determine the value of carbon storage and sequestration, a discount rate of 3% was used in the present value calculation, as recommended by Environment and Climate Change Canada (ECCC 2016). To obtain the value of carbon storage annually, we calculated the present value of carbon stocks over 50 years. To estimate the value of the carbon stored and sequestered by specific features of ecosystems, we relied on estimates from the literature. These specific studies are mentioned in the Results section.

### 3.3.3 Benefit transfer with adjustment

The benefit transfer valuation method uses the results of economic valuations of ES from other sites and transfers the economic values onto the target site. The transfer is performed only when the economic valuation of the transfer site comes from primary data and if the initial site has a similar biophysical environment (e.g. climate) and similar socio-economic characteristics, as represented by the GDP per capita.

To perform this benefit transfer, we created a database that included land classes found in the NCC's Green Network and the ES they produce. We started from a database that was created for the purpose of the Greater Montreal Greenbelt analysis (Dupras et al. 2015), and then included studies gathered from an extensive analysis of the scientific literature using recent and representative studies of the NCC's Green Network. This analysis was undertaken using existing databases such as the Environmental Valuation Reference Inventory ([www.evri.ca](http://www.evri.ca)) and the Ecosystem Services Valuation Database

(Van der Ploeg and de Groot 2010), but also by performing research in specialized search engines (e.g. EconLit, Francis, Scopus).

The database that was built contains 149 monetary estimates, all of which came from 78 different studies published between 1990 and 2016 in peer-reviewed journals. The database includes monetary estimates for ES for the five ecosystems under study (forests and woodlands, wetlands, prairies and pastures, croplands, and freshwater). This database is different from a database that can be used for a meta-analysis, because of the number of estimates that is available per ES and per ecosystem, and because of the subsequent use of the monetary estimates. Monetary estimates from this database are adjusted and then directly used to perform benefit transfers. When the values were in a currency other than Canadian dollars, we performed a first adjustment using Purchasing Power Parity (OECD), then we adjusted all values in Canadian dollars using the consumer price index (Bank of Canada).

The level of accuracy of this methodology is based on the level of similarity between the transfer and the target sites. This is why we used two characteristics to limit the number of studies that can be used to undertake the benefit transfer. We first used an ecological criterion, to ensure all transfer sites came from temperate ecosystems and have similarities to the NCC's Green Network. The second criterion was based on socio-economic characteristics and ensured that transfer sites were found in regions and countries that have comparable socio-economic and demographic conditions to the target site. This second criterion is especially important given that the value of ES is related to their contribution to communities' well-being. Based on these criteria, the studies selected as transfer sites mainly came from North America and Western Europe (United States, Canada, Italy, France, Finland, Sweden, Austria, United Kingdom, Ireland).

The last step of this economic valuation method was to perform an adjustment to transform values in Canadian dollars of 2015. The first step was to convert the values

in Canadian dollars using purchasing power parity conversion tables (OECD stats), a method more precise than simply using exchange rates, because it takes into account the purchasing power of each currency. Then, the values in Canadian dollars were transferred into 2015 dollars using the proper inflation rates. All of the values used as part of the benefit transfer are described in detail in [SB.1] table, with the country where the valuation took place, the methodology, the value in \$2015 CAD/ha/yr and the ecosystem service(s) studied.

#### 3.3.4 Benefit transfer with meta-analysis

The meta-analysis is a statistical method that uses information from a large number of independent studies to infer a value onto a target site, based on characteristics of the system under study. This approach differs from the benefit transfer method with adjustment mainly because, in the latter, the monetary value from one or more primary studies is directly transferred to a target site, with an adjustment for currency and year. In the case of the benefit transfer with meta-analysis, the monetary values from primary studies are not directly transferred onto a target site. Rather, the model transfers the explanatory factors related to significant socio-economic and environmental characteristics that are associated to the value of an ecosystem. This method reduces transfer errors, thus making it more precise and rigorous than other benefit transfer methods. Despite this increase in precision, a meta-analysis is more complex to undertake and the availability of models is low, because existing models are few and/or privately owned.

The meta-analysis model used as part of this study was developed by He et al. (2015) and allowed us to estimate the value of three ES (disturbance prevention, waste treatment and habitat for biodiversity) generated by wetlands. In the initial model, the value of commercial products generated by wetlands is also estimated, but this ES doesn't apply in the context of this study, because there are no commercial activities in wetlands in this area. This specific model cannot be used to estimate the value of ES provided by ecosystems other than wetlands, because the coefficients that represent

explanatory variables are defined using a database of studies about wetlands. The explanatory variables and their associated coefficients used as part of this meta-analysis are presented in Table B.2. Equation (2) was used to calculate values of the ES. The values of the constant  $\hat{\alpha}$  and of the coefficients  $\hat{b}_{var}$  had been estimated by the meta-analysis [31].

$$\hat{Y}_j = \exp(\hat{\alpha}) * \exp(\hat{b}_{serv}X_{servj}) * \exp(\hat{b}_{wX}w_j) * \exp(\hat{b}_{geo}X_{geoj}) * \exp(\hat{b}_{eco}X_{ecoj}) * \exp(\hat{b}_{type}X_{typej}) \quad (2)$$

In the equation,  $j$  refers to each wetland that was assessed. The dependent variable ( $\hat{Y}$ ) is represented by the value of the natural logarithm of the stock of natural capital of 1 ha of wetland.

Table B.2. Description of explanatory variables for the meta-analysis (adapted from He et al. (2015)).

Category	Variable	Coefficient	Summary Description
Wetlands' Ecosystem Services (serv)	Biodiversity Habitat	1.584	The wetland holds a particular biodiversity and natural habitat
	Waste Treatment	0.893	The wetland removes pollutants and filtrates water
	Disturbance Prevention	1.485	The wetland provides its management role of flood control and retention
	Commercial Activities	1.899	The wetland allows commercial activities that are either commercial fishing, hunting or ducks breeding
Type of Wetland (w)	Manmade	2.505	The wetland is not natural (i.e. built by man)
	Isolate	-0.856	The wetland is isolated
	Complex	0.868	The wetland is complex
Geographic Characteristics (geo)	Agriculture	-0.019	The percentage (%) of the territory in agriculture area within a radius of 10 km around the wetland
	Urban	0.007	The percentage (%) of the territory in urban area within a radius of 10 km around the wetland
	ln wetlands' size	-0.560	Logarithm of the size of wetlands in hectares
Socio-economic Characteristics (eco)	ln GDP per capita	1.291	Logarithm of GDP per capita in PPP 2003 USD

Type of Value (type)	Marginal	1.484	Economic value of wetland was determined for a marginal change.
	Median	3.004	The economic value of wetland reported in the primary study is a median
	Stated preferences	1.087	The study is either based on contingent valuation or choice experiment methods
Constant ( $\hat{\alpha}$ )		-3.668	

*Adapted from Dupras et al. (2016)*

In order to include site-specific information about the NCC's Green Network in the statistical model, we performed a documentary and a spatial analysis. The documentary analysis involved going through land classifications (AAC 2014) and reports (NCC 2005, 2013) to verify wetland uses and obtain the GDP per capita of people living in the Ottawa-Gatineau region (Statistics Canada 2016b, Arcand et al. 2014, Bagnall 2014). Using this information, we identified values corresponding to categories of ES provided by wetlands and associated them to wetland types and to socio-economic characteristics. The method used to conduct the spatial analysis, an essential step towards identifying values for the categories of geographical characteristics, was based on the methodology developed by He et al. (2015). Using ArcGIS's software, we divided the NCR into sub-regions of 50 km<sup>2</sup>, and then measured the total size of wetlands and the percentage of agricultural and urban lands surrounding each individual wetland.

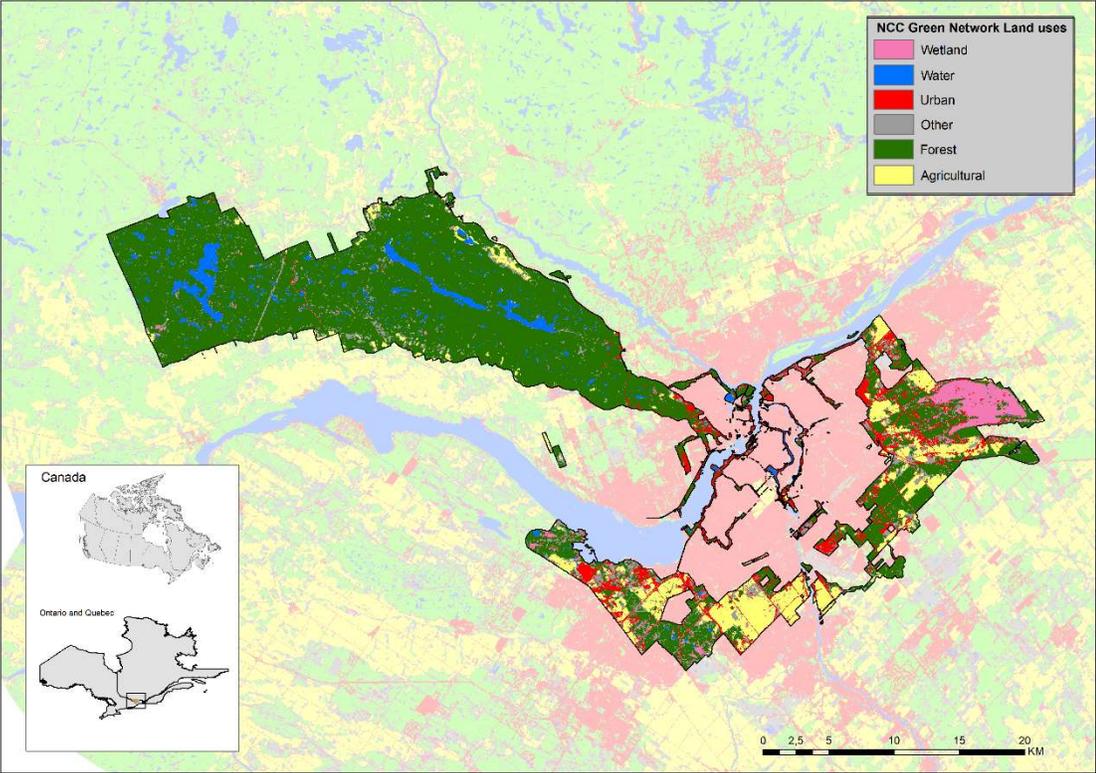
## 4 Results

### 4.1 Spatial analysis

The NCC's Green Network, composed of the Greenbelt, the Gatineau Park and Urban Lands, represent more than 55,000 hectares and about 11% of the total National Capital Region's spatial area. The most important land uses in the NCC's Green Network are forests (72%) and agricultural lands which include pastures/forages and fallow land (10%), followed by urbanized areas (8%) and combined freshwater systems and wetlands (10%). The description of the land cover analysis is presented in Figure B.1

and Table B.3. When compared to the entire NCR's land cover, forests in the NCC's Green Network are overrepresented (72% vs 49%), and urban and agricultural lands are underrepresented. These differences can be explained by the mandate of the NCC in managing those lands for conservation, recreation and improvement of federal lands.

Figure B.1. Land use cover of the Canada's National Capital Green Network.



*Adapted from: Dupras et al. (2016)*

Table B.3. Land use cover, ecosystem services and valuation of the NCC's Green Network and of the National Capital Region.

ES	Area (ha)	Method of valuation	Benefit transfer with Adjustment		
			Nb of Values	Sources	Methods
<b>Urban Forests</b>	<b>1552</b>				
Global climate regulation		RC			
Air quality		BTA	1	(Hirabayashi 2014)	i-Tree
Water provisioning		BTA	3	(Hein 2011, Morri et al. 2014)	RC, MP
Waste treatment		BTA	1	(Morri et al. 2014)	RC
Erosion control		BTA	3	(Morri et al. 2014, Yoo et al. 2014)	RC, AC, HP
Pollination		MP			
Habitat for biodiversity		BTA	3	(Kniivilä et al. 2002, Loomis et Ekstrand 1998, Siikamäki et Layton 2007)	CV
Disturbance prevention		BTA	2	(Morri et al. 2014)	AC
Pest management		BTA	1	(Dupras et Alam 2014)	BT
Recreation		MP			
<b>Rural forests</b>	<b>38128</b>				
Global climate regulation		RC			
Air quality		BTA	1	(Remme et al. 2015)	AC
Water provisioning		BTA	5	(Hein 2011, Morri et al. 2014, Häyhä et al. 2015, Xue et Tisdell 2001)	RC, MP
Waste treatment		BTA	4	(Croitoru 2007, Ninan et Inoue 2013, Xue et Tisdell 2001)	RC, MP
Erosion control		BTA	6	(Morri et al. 2014, Häyhä et al. 2015, Ninan et Inoue 2013, Xue et Tisdell 2001)	RC, OC, HP
Pollination		MP			
Habitat for biodiversity		BTA	14	(Kniivilä et al. 2002, Loomis et Ekstrand 1998, Siikamäki et Layton 2007, Xue et Tisdell 2001, Garrod et Willis 1997, Ovando et al. 2016, Roesch-McNally et Rabotyagov 2016, Scarpa et al. 2000, Walsh et al. 1984)	CE, CV, PF, DC
Pest management		BTA	2	(Dupras et Alam 2014, Xue et Tisdell 2001)	BT, RC
Nutrient cycling		BTA	3	(Ninan et Inoue 2013, Xue et Tisdell 2001)	MP, RC
Recreation		MP			
<b>Wetlands</b>	<b>2453</b>				

			Benefit transfer with Adjustment		
ES	Area (ha)	Method of valuation	Nb of Values	Sources	Methods
Global climate regulation		RC			
Water provisioning		BTA	2	(Folke 1991, Farber 1996)	RC
Waste treatment		BTM			
Habitat for biodiversity		BTM			
Disturbance prevention		BTM			
Recreation		MP			
<b>Croplands</b>		<b>3306</b>			
Food production		MP			
Erosion control		BTA	3	(Fox et Dickson 1990, Pimentel et al. 1995)	AC, RC
Nutrient cycling		BTA	1	(Dupras et Alam 2014)	BT
Aesthetics		BTA	5	(Dupras et al. 2013, Alvaraez-Farizo et al. 1999, Bastian et al. 2002, Bowker et Didychuk 1994, Sandhu et al. 2008)	CE, CV, HP
Recreation		BTA	1	(Dupras et Alam 2014)	MP
<b>Prairie and grasslands</b>	<b>2320</b>				
Agricultural products		MP			
Global climate regulation		RC			
Erosion control		BTA	3	(Fox et Dickson 1990, Pimentel et al. 1995)	AC, RC
Pollination		MP			
Habitat for biodiversity		BTA	1	(Dupras et Alam 2014)	BT
Pest management		BTA	1	(Dupras et Alam 2014)	BT
Nutrient cycling		BTA	1	(Pimentel et al. 1995)	RC
Aesthetics		BTA	5	(Dupras et al. 2013, Alvaraez-Farizo et al. 1999, Bastian et al. 2002, Bowker et Didychuk 1994, Sandhu et al. 2008)	CE, CV, HP
Recreation		MP			
<b>Freshwater</b>	<b>1643</b>				
Habitat for biodiversity		BTA	1	(Poder et al. 2015)	CR
Waste treatment		BTA	1	(Poder et al. 2015)	CR
Aesthetics		BTA	1	(Poder et al. 2015)	CR
Recreation		MP			

AC (Avoided cost), BT (Benefit transfer), CE (Choice experiment), CV (Contingent valuation), CR (Contingent ranking), DC (Damage cost), HP (Hedonic pricing), MP (Market price), OC (Opportunity cost); RC (Replacement cost).

## 4.2 Ecosystem Services Valuation

The results of the economic valuation of ES are presented by the type of ecosystem, i.e. forest, wetlands, croplands, grasslands and freshwater systems.

#### 4.2.1 Forests and Woodlands

ES provided by forests and woodlands vary based on their location, whether they are in an urban, rural or peri-urban setting, and based on their composition, i.e. whether the forest is composed mainly of broadleaves, conifers or is mixed. Based on the spatial analysis, 4% of the forest cover is known to be located in urban area and 96% in rural area. In terms of forest composition, 57% is mixed, 40% is composed mainly of broadleaves, and 3% has a majority of conifers. Forests and woodlands provide 11 ES in the NCC's Green Network.

The ES of global climate regulation was calculated using the replacement cost method and decomposed into carbon sequestration and storage. Carbon sequestration, which represents the annual flow of carbon stored in forests and woodlands, was calculated using the value of the SCC estimated by Environment and Climate Change Canada (ECCC) at \$43/tonne of CO<sub>2</sub>eq (ECCC 2016), and the average value of recorded carbon sequestration rates by ECCC between 1990 and 2013 (Dupras et al. 2013). This flow corresponds to 1.93 tCO<sub>2</sub>/ha/year and the economic value of carbon sequestration is valued at \$83/ha/year.

Carbon storage, or the stock of carbon stored in forests and woodlands, was evaluated using data from a long-term study undertaken by Kurz and Apps (1999). As part of their analysis, they evaluated carbon fluxes in the Canadian forest sector over a 70-year period and estimated that the stock of carbon stored in cool temperate forests was equal to 220 tonnes of carbon per hectare or 807 tonnes of CO<sub>2</sub>eq per hectare. Over the forested surface, it means that nearly 9 million tonnes of carbon are stored in the NCC's Green Network.

To obtain this value annually, we calculated the present value of carbon stocks over 50 years, at a 3% discount rate. Using these parameters, the annual value for carbon storage was evaluated at \$158/ha/year. Overall, the economic value for climate regulation is \$241/ha/year.

Air quality was calculated using the benefit transfer method, more specifically using Hirabayashi's (2014) I-tree software, which has the ability to differentiate between urban and rural effects of trees on air quality. The multipliers used in the analysis are provided in Table B.4. The resulting value for the ES of air quality is \$10/ha/year for rural forests and \$554/ha/year for urban forests.

Table B.4. Multipliers derived from the United States' total values.

Pollutant	Removal Multiplier (kg/ha/yr)		Value Multiplier (\$/ha/yr)	
	Urban	Rural	Urban	Rural
CO	1.27	1.00	1.7	0.02
NO <sub>2</sub>	7.00	5.45	3.1	0.04
O <sub>3</sub>	54.04	54.93	154.1	2.6
PM <sub>10</sub>	15.34	18.51	97.3	2.1
PM <sub>2,5</sub>	2.76	2.66	297.4	4.9
SO <sub>2</sub>	3.44	3.47	0.5	0.01
<b>Total</b>			<b>554.1</b>	<b>9.7</b>

Sources: Adapted from Nowak et al. (2006) and Hirabayashi (2014); *Adapted from Dupras et al. (2016)*

Pollination was calculated using the market price method as described in the methodology. The value of this service is estimated at \$10/ha/year for rural forests and at \$14/ha/year for urban forests in the NCC's Green Network. While calculating the value of the pollinating service, we took into account the quality of the nesting environment for wild pollinators, as it is preferable to take into account the quality of the nesting environment, as well as the quality of the agricultural environment (Kremen et al. 2007). This meant dividing the value of  $\rho$  by half for urban crops, according to insights about the quality of urban environments for wild pollinators (Fetridge et al. 2008). The values were obtained by using the sum of the value of pollination for crops grown in rural areas (from Equation 1), divided by the total area in the 1 km buffer around crops that can be considered as nesting habitats for wild pollinators and then multiplied by the share of rural forests in the 1 km buffer (Equation 3). We then did the same for urban forests, rural and urban prairies and grasslands.

$$\text{Pollination ES} = (V_{\text{pollinationRural Total}} / \text{Area}_{\text{Rural buffer}}) * (\text{Area}_{\text{rural forests buffer}} / \text{Area}_{\text{forest buffer}}) \quad (3)$$

The economic value associated to recreational activities and tourism was estimated based on results from the NCC's 2014-2015 Annual Report (NCC 2014-2015) which showed that the NCC collected \$2.7 million in user fees, which is equivalent to \$75/ha/year when the \$2.7 million value is divided over the Gatineau Park's entire spatial area (36,161 ha). These user fees correspond to annual passes used to access the park during the winter to perform cross-country skiing and snowshoeing, to camping fees and to parking fees within specific areas of the park. When we compare this value to a report by Environics (2017), which showed that Gatineau park visitors (77% of residents and 23% of non-residents) spent \$184 million in the region as part of their travel to the Gatineau Park in food, sport supply and other purchases such as gas, the \$2.7 million in user fees seems quite low. As a result, the value of \$75/ha/year is most likely insufficient to represent the real value of the recreational potential of the Gatineau Park. It is nevertheless the only value that we can directly tie to activities performed in the Park.

The remaining seven ES for forests and woodlands are evaluated based on the benefit transfer method and are described below. The primary studies which were used to perform the benefit transfer with adjustment are provided in Table in SB.1.

Habitat for biodiversity is part of the ES with the highest value per hectare for forests and woodlands. The value of this ES has been estimated using three monetary estimates for urban forests (Loomis et Ekstrand 1998, Kniivilä et al. 2002, Siikamäki et Layton 2007), resulting in a mean value of \$2,684/ha/year, and using fourteen estimates for rural forests (Walsh et al. 1984, Garrod et Willis 1997, Loomis et Ekstrand 1998, Scarpa et al. 2000, Kniivilä et al. 2002, Siikamäki et Layton 2007, Ovando et al. 2016, Roesch-McNally et Rabotyagov 2016,), for a mean value of \$2,185/ha/year.

The service of disturbance prevention, or flood control, is estimated only for urban forests, because of its impact on the stormwater control and retention. In Morri et al. (2014), this service is calculated based on the cost of a water reservoir. Using two monetary estimates (Morri et al. 2014), this service has a mean value of \$5,030/ha/year, making it the ES with the highest value per hectare for forests and woodlands.

Water provisioning was estimated using three values for urban forests (Hein 2011, Morri et al. 2014) and four values for rural forests (Xue et Tisdell 2001, Hein 2011, Morri et al. 2014, Häyhä et al. 2015), which rendered a mean value per hectare of, respectively, \$339/ha/year and \$839/ha/year.

The ES of nutrient cycling has been calculated only for rural forests, using three monetary estimates (Xue et Tisdell 2001, Ninan et Inoue 2013), and has an estimated value of \$319/ha/year. The values from the benefit transfer come from studies that have used the market pricing method (Ninan et Inoue 2013) and the replacement cost method (Xue et Tisdell 2001).

Waste treatment refers to the capacity of forests and woodlands to prevent and reduce the proportion of nutrients and pollutants from going directly into rivers and to their ability to filter, store and transform pollutants. This ES is estimated at \$140/ha/year for urban forests (Morri et al. 2014), and at \$318/ha/year for rural forests (Xue et Tisdell 2001, Croitoru 2007, Ninan et Inoue 2013).

Erosion control has an estimated value of \$211/ha/year for urban forests (Croitoru 2007, Morri et al. 2014, Yoo et al. 2014) and of \$137/ha/year for rural forests (Xue et Tisdell 2001, Hein 2011, Ninan et Inoue 2013, Häyhä et al. 2015), and pest management was estimated at \$45/ha/year for urban forests (Dupras et Alam 2014) and at \$30/ha/year for rural forests (Xue et Tisdell 2001, Dupras et Alam 2014).

Table B.5 presents each monetary estimate per ES for urban and rural forests. This table also includes minimum, maximum and mean values, as well as the standard deviation for ES that have been estimated using the benefit transfer method and at least

two monetary estimates. As indicated in the table, when using mean values for urban and rural forests, the total value for forest ecosystems is equal to \$173.0 million per year. When taking into account the forest cover, the most important ES in terms of economic value are habitat for biodiversity, water provisioning, and nutrient cycling.

Table B.5. Value of ES provided by forests and woodlands of the NCC's Green Network (\$CAD 2015).

Ecosystem Services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	Std. dev. (\$/ha/y)	Method	Total value (\$'000/y)
<b>Urban Forests</b>	<b>15</b>	<b>1552</b>	<b>6797</b>	<b>14,312</b>	<b>9328</b>			<b>14,484.8</b>
Global Climate Regulation	1		-	-	241	nd	RC	374.0
Air Quality	1		-	-	554	nd	BT	859.8
Water Provisioning	3		203	609	339	234	BT	526.1
Waste Treatment	1		-	-	140	nd	BT	217.3
Erosion Control	3		111	396	211	161	BT	327.5
Pollination	1	1582 <sup>a</sup>	-	-	14	nd	MP	22.1
Biodiversity Habitat	3		444	7160	2684	3876	BT	4,165.6
Disturbance Prevention	2		4975	5085	5030	78	BT	7,806.6
Pest Management	1		-	-	45	nd	BT	69.8
Nutrient Cycling	-		-	-	-	-	-	-
Recreation	1		-	-	75	nd	MP	116.4
<b>Rural Forests</b>	<b>36</b>	<b>38,128</b>	<b>498</b>	<b>16,971</b>	<b>4161</b>			<b>158,529.1</b>
Global Climate Regulation	1		-	-	241	nd	RC	9188.9
Air Quality	1		-	-	10	nd	BT	381.3
Water Provisioning	5		123	3053	839	1252	BT	31,989.4
Waste Treatment	4		26	806	318	344	BT	12,124.7
Erosion Control	6		1	536	137	202	BT	5,223.5
Pollination	1	16,501	-	-	10	nd	MP	165.0
Biodiversity Habitat	14		0.1	11,349	2185	3673	BT	83,309.7
Disturbance Prevention	-		-	-	-	-	-	-
Pest Management	2		14	45	29	22	BT	1124.8
Nutrient Cycling	3		0.1	848	319	462	BT	12,162.8
Recreation	1		-	-	75	nd	MP	2859.6

<sup>a</sup>: The area of urban forests is larger than the total as it includes some forests that are classified as "Rural" in our database. Std. dev.: Standard deviation; BT: Benefit Transfer; MP: Market Price; RC: Replacement Cost; *Adapted from Dupras et al. (2016)*

#### 4.2.2 Wetlands

Wetlands represent 4.5% of the NCC's Green Network landscape. Most wetlands are relatively small, except the Mer Bleue bog, which is a 3,500-hectare conservation area.

The meta-analysis approach was used to determine the value of three ES: habitat for biodiversity, waste treatment and disturbance prevention. Different criteria were

included as part of this statistical method, namely wetland size and type (man-made, isolate, complex), GDP per capita, and land cover composition around the wetlands (e.g. % agriculture, % urbanized areas). After performing the analysis for each wetland in the study area, we found a value of \$21,461/ha/year for habitat for biodiversity, \$15,893/ha/year for waste treatment, and \$20,766/ha/year for disturbance prevention. As mentioned, no value was found for market services, because there are no commercial activities carried out in wetlands in the study area.

As a way of comparison, we found a number of studies that have used other methods to estimate the value of wetlands. For urban wetlands, the service of habitat was estimated by Kosz (1996) in Austria at a value of \$149,161/ha/year to \$338,960/ha/year using contingent valuation. For rural wetlands, the value ranges from \$22/ha/year (Meyerhoff et Dehnhardt 2007) to \$4,251/ha/year (Pate and Loomis 1997) when using contingent valuation methods. For the service of waste treatment, urban wetlands have an estimated value of \$0.3/ha/year (Farber 1996) to \$19,713/ha/year (Breux et al. 1995), using the avoided costs method. Rural wetlands have an estimated value that ranges from \$1,697/ha/year (Farber 1996) to \$6,282/ha/year (Jenkins et al. 2010) using the replacement cost method. Finally, the disturbance prevention service has been estimated, for both rural and urban wetlands, at a value ranging from \$77/ha/year (Byström 2000) using the market price method to \$5,967/ha/year (Dunderdale et al. 1997) using the avoided costs method. The high values obtained with the meta-analysis, when compared to the results from the studies mentioned above, are largely explained by two environmental factors: the scarcity of wetlands, as it increases the relative importance of the ES provided, and their geographic location, especially with regards to the proximity to agricultural and urban lands which affects the importance of the ES provided. These values are also explained by socio-economic factors, namely demographics and the relative wealth of the population, as these factors influence the value of the ES.

As carbon sinks, wetlands provide global climate regulation services. Using the values of carbon stocks found in peat bogs across representative regions in the province of Quebec (Garneau et Van Bellen 2016), an average stock of 1,468 tonnes of carbon per hectare was found for the NCC's Green Network wetlands. An economic value for carbon storage of \$1,057/ha/year was found using the value of the SCC (\$43/tonne of CO<sub>2</sub>), a 50-year annualization period, and a 3% discount rate.

The carbon sequestration value was estimated based on the Mer Bleue wetland sequestration rate of 0.7 tC/ha/year (Lafleur et al. 2001), and rendered an economic value of \$111/ha/year. By combining these two values, the global climate regulation service is estimated at \$1,168/ha/year.

The value of recreational services of \$75/ha/year was estimated based on the Gatineau Park analysis. The use of this value is based on the fact that accessible wetlands and their surrounding areas in the NCC Green Network are mainly used for birdwatching, biking, hiking, snowshoeing and cross-country skiing. Shirley's Bay, in the Ottawa Greenbelt, is the only place where ice fishing is allowed. These are activities that some people pay to access in the Gatineau Park. It is also difficult to estimate the value of the recreational service in wetland areas specifically, due to the limited number of studies and the fact that all of the activities in the Greenbelt, where the largest wetlands are located, are free. In addition, most studies that evaluate the recreational service of wetland include fishing and hunting as part of their activities. In this case, it would be inappropriate to compare our value to these, as hunting and fishing are generally not allowed in the study area.

The last service to be estimated is water provisioning. Its value of \$31/ha/year was determined based on two monetary estimates from the benefit transfer database (Folke 1991, Farber 1996).

The combined value of all six services provided by wetlands is equal to \$59,394/ha/year and a total value of \$145.7 million/year (Table B.6).

Table B.6. Value of ES provided by wetlands of the NCC's Green Network (\$CAD 2015).

Ecosystem Services			Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	Std. dev. (\$/ha/y)	Method	Total value (\$'000/y)
Urban and Rural			7	2453	59,371	59,417	59,394			145,693.5
<b>Wetlands</b>										
Global Climate Regulation			1		-	-	1168	nd	RC	2865.1
Water Provisioning			2		8	54	31	32	BT	76.0
Waste Treatment			1		-	-	15,893	nd	BT	38,985.5
Biodiversity Habitat			1		-	-	21,461	nd	BT	52,643.8
Disturbance Prevention			1		-	-	20,766	nd	BT	50,939.0
Recreation			1		-	-	75	nd	MP	184.0

Std. dev.: Standard deviation; BT: Benefit Transfer; MP: Market Price; RC: Replacement Cost; *Adapted from Dupras et al. (2016)*

#### 4.2.3 Croplands

Croplands represent 10% of the NCC's Green Network land cover, and the main agricultural crops grown in the Greenbelt are soy, corn and barley.

The value of the agricultural production service was evaluated using the market pricing method. The net benefit was calculated for barley, oat, wheat, corn, soy, dry beans, strawberries, and other cereals, and rendered a mean value of \$919/ha/year or \$3 million per year.

The value of recreational activities was estimated based on a study by Dupras and Alam (2014), where the income from agro-tourism of 66 agro-businesses in the Greater Montreal area was estimated at \$94/ha/year.

The other non-market ES were estimated using the benefit transfer with adjustment method. Using the benefit transfer database, a value of \$112/ha/year was identified for erosion control (Fox et Dickson 1990, Pimentel et al. 1995), of \$184/ha/year for nutrient cycling (Dupras et Alam 2014), and of \$76/ha/year for landscape aesthetics (Bowker et Didychuk 1994, Alvarez-Farizo et al. 1999, Bastian et al. 2002, Sandhu et al. 2008, Dupras et al. 2013).

The total mean value of all these ES is equals \$4.59 million per year, with an average of \$1,389/ha/year (Table B.7).

Table B.7. Value of ES provided by croplands of the NCC's Green Network (\$CAD 2015).

Ecosystem Services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	Std. dev. (\$/ha/y)	Method	Total value (\$'000/y)
<b>Croplands (Annual Crops)</b>	<b>11</b>	<b>3306</b>	<b>1279</b>	<b>1581</b>	<b>1389</b>			<b>4592.0</b>
Food Production	1		-	-	919	nd	MP	3038.2
Erosion Control	3		61	193	109	73	BT	360.3
Nutrient Cycling	1		-	-	184	nd	BT	608.3
Aesthetics	5		21	191	83	76	BT	274.4
Recreation	1		-	-	94	nd	BT	310.8

Std. dev.: Standard deviation; BT: Benefit Transfer; MP: Market Price; *Adapted from Dupras et al. (2016)*

#### 4.2.4 Prairies, pastures and grasslands

Prairies, pastures and grasslands are represented by pasture and forage lands, and by fallow lands.

In addition to the value of agricultural products in the form of forages, which have a value of \$116/ha/year (CRAAQ 2014b), these ecosystems provide many ES that are incremental to those provided by croplands, because of the positive effects of non-intensive land use.

As opposed to croplands, a value was calculated for the climate regulation services provided by grasslands, pasture and forage crops. Smith et al. (2001) estimated that these ecosystems contain on average 105 tonnes of carbon per hectare. The value of carbon storage, annualized over 50 years, with a discount rate of 3% and the value of the SCC (\$43/tonne of CO<sub>2</sub>) is equal to \$76/ha/year. The value of carbon sequestration, using a sequestration rate of 2.17 tonnes of C/ha, is equal to \$342/ha/year. The total value for climate regulation is then of \$418/ha/year.

Recreational services have been estimated at \$75/ha/year, based on the results obtained for the Gatineau Park. The pollination service value was calculated for urban and rural

prairies and grasslands, using the same methodology as the one used for forests and woodlands. However, due to the very small land area from this land use present in buffers around agricultural areas, the value we obtained was too small to report. Few studies estimate the value of the recreational service for prairies and grasslands, as a result we will use the reported value from Costanza et al.'s (1997), based on the study by Boxall (1995), as a comparison for recreation (\$4/ha/year).

The remaining five ES estimated for prairies, pastures and grasslands were evaluated using the benefit transfer database. The calculated mean value are \$109/ha/year for erosion control (Fox et Dickson 1990, Pimentel et al. 1995), \$2,467/ha/year for biodiversity habitat (Dupras et Alam 2014), \$45/ha/year for pest management (Dupras et Alam 2014), \$147/ha/year for nutrient cycling (Pimentel et al. 1995), and \$76/ha/year for landscape aesthetics (Bowker et Didychuk 1994, Alvarez-Farizo et al. 1999, Bastian et al. 2002, Sandhu et al. 2008, Dupras et al. 2013).

The total mean value for all nine estimated service is \$8.0 million per year, or \$3,460/ha/year (Table B.8).

Table B.8. Value of ES provided by prairies, pastures and grasslands of the NCC's Green Network (\$CAD 2015).

Ecosystem Services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	Std. dev. (\$/ha/y)	Method	Total value (\$'000/y)
<b>Pastures and Grasslands</b>	<b>13</b>	<b>2320</b>	<b>3350</b>	<b>3652</b>	<b>3460</b>			<b>8027.2</b>
Agricultural Products	1		-	-	116	nd	MP	269.1
Global Climate Regulation	-		-	-	418	-	RC	969.8
Erosion Control	3		61	193	109	73	BT	252.9
Biodiversity Habitat	1		-	-	2467	nd	BT	5723.4
Pest Management	1		-	-	45	nd	BT	104.4
Nutrient Cycling	1		-	-	147	nd	BT	341.0
Aesthetics	5		21	191	83	76	BT	176.3
Recreation	1		-	-	75	nd	MP	174.0

Std. dev.: Standard deviation; BT: Benefit Transfer; MP: Market Price; RC: Replacement Cost; *Adapted from Dupras et al. (2016)*

#### 4.2.5 Freshwater

Freshwater systems represent 5% of the NCC's Green Network in the form of lakes, streams and of two rivers. Despite the importance of freshwater systems in the world,

few studies have been produced on ES, aside for cultural services. This limited the analysis of freshwater ES to four ES. The service of recreational activities and tourism was evaluated based on the analysis conducted for the Gatineau Park, for a value of \$75/ha/year. This value only takes into account the recreational visits to freshwater ecosystems in areas actively managed by the NCC. It does not take into account the fish harvested as part of fishing activities.

The estimated value for biodiversity habitat, waste treatment and aesthetics was adapted from a study by Poder et al. (2015) on the willingness to pay for the Blue Network of the Greater Montreal area, where a stated preference method was used. The value of the WTP from the initial study, expressed in dollars per household, was multiplied by the number of households in the Ottawa-Gatineau Metropolitan region, and then this value was divided by the number of hectares of freshwater systems in the region. The details of this adaptation is provided in Table SB.2 Table of the Supporting information. The annual present value was then calculated using a 20-year actualization period and a 3% discount rate. The values obtained were \$10/ha/year for biodiversity habitat, \$48/ha/year for waste treatment, and \$4/ha/year for aesthetics. These values were chosen because of the proximity of the study area to the Green Network. A number of other studies performed on freshwater ES focus on the issue of eutrophication, the costs of improving water quality (Pretty et al. 2003, Dodds et al. 2009, Van Houtven et al. 2014, Mueller et al. 2015, Nelson et al. 2015) and the impact of invasive species on property prices (Zhang et Boyle 2010, Olden et Tamayo 2014, Tuttle et Heintzelman 2015). Although these issues are present in the Green Network, the aim of our exercise was not to investigate the resolution of a specific environmental issue.

The total value for freshwater systems is \$225,091 per year or \$137/ha/year (Table B.9).

Table B.9. Value of ES provided by freshwater systems of the NCC's Green Network (\$CAD 2015).

Ecosystem Services	Nb. of \$ estimates	Total area (ha)	Min. value (\$/ha/y)	Max. value (\$/ha/y)	Mean (\$/ha/y)	Std. dev. (\$/ha/y)	Method	Total value (\$'000/y)
<b>Aquatic Systems</b>	<b>4</b>	<b>1643</b>	<b>137</b>	<b>137</b>	<b>137</b>			<b>225.1</b>
Biodiversity Habitat	1		-	-	10	nd	BT	16.4
Waste Treatment	1		-	-	48	nd	BT	78.9
Aesthetics	1		-	-	4	nd	BT	6.6
Recreation	1		-	-	75	nd	MP	123.2

Std. dev.: Standard deviation; BT: Benefit Transfer; MP: Market Price; *Adapted from Dupras et al. (2016)*

#### 4.2.6 Total Economic Value

The total mean economic values per ES and per ecosystem are presented in Table B.10. In dollars per hectare, wetlands are the ecosystems with the highest economic value, followed by urban and rural forests. When taking into account land cover (number of ha) associated with each ecosystem as shown in Table B.11, rural forests are the ecosystem with the highest economic value. When looking at individual ES, recreation has the highest value (\$154 million) followed by biodiversity habitat (\$146 million), which is provided by five out of six ecosystems studied. Figure B.2 provides a spatial representation of the natural capital value in \$/ha/year.

Table B.10. Total annual values per hectare for ES of the NCC's Green Network (\$CAD 2015/ha/year).

Ecosystem Services	Urban Forests	Rural Forests	Wetlands	Croplands	Prairies, grasslands	Freshwater Systems
Agricultural Products	-	-	-	919	116	-
Global Climate Regulation	241	241	1,168	-	418	-
Air Quality	554	10	-	-	-	-
Water Provisioning	339	839	31	-	-	-
Waste Treatment	140	318	15,893	-	-	48
Erosion Control	211	137	-	109	109	-
Pollination	14	10	-	-	-	-
Biodiversity Habitat	2,684	2,185	21,461	-	2,467	10
Disturbance Prevention	5,030	-	20,766	-	-	-
Pest Management	45	29	-	-	45	-
Nutrient Cycling	-	319	-	184	147	-
Aesthetics	-	-	-	83	83	4
Recreation	75	75	75	94	75	75
<b>TOTAL</b>	<b>9,333</b>	<b>4,163</b>	<b>59,394</b>	<b>1,389</b>	<b>3,460</b>	<b>137</b>
Number of ha	<b>1,552</b>	<b>38,128</b>	<b>2,453</b>	<b>3,306</b>	<b>2,320</b>	<b>1,643</b>

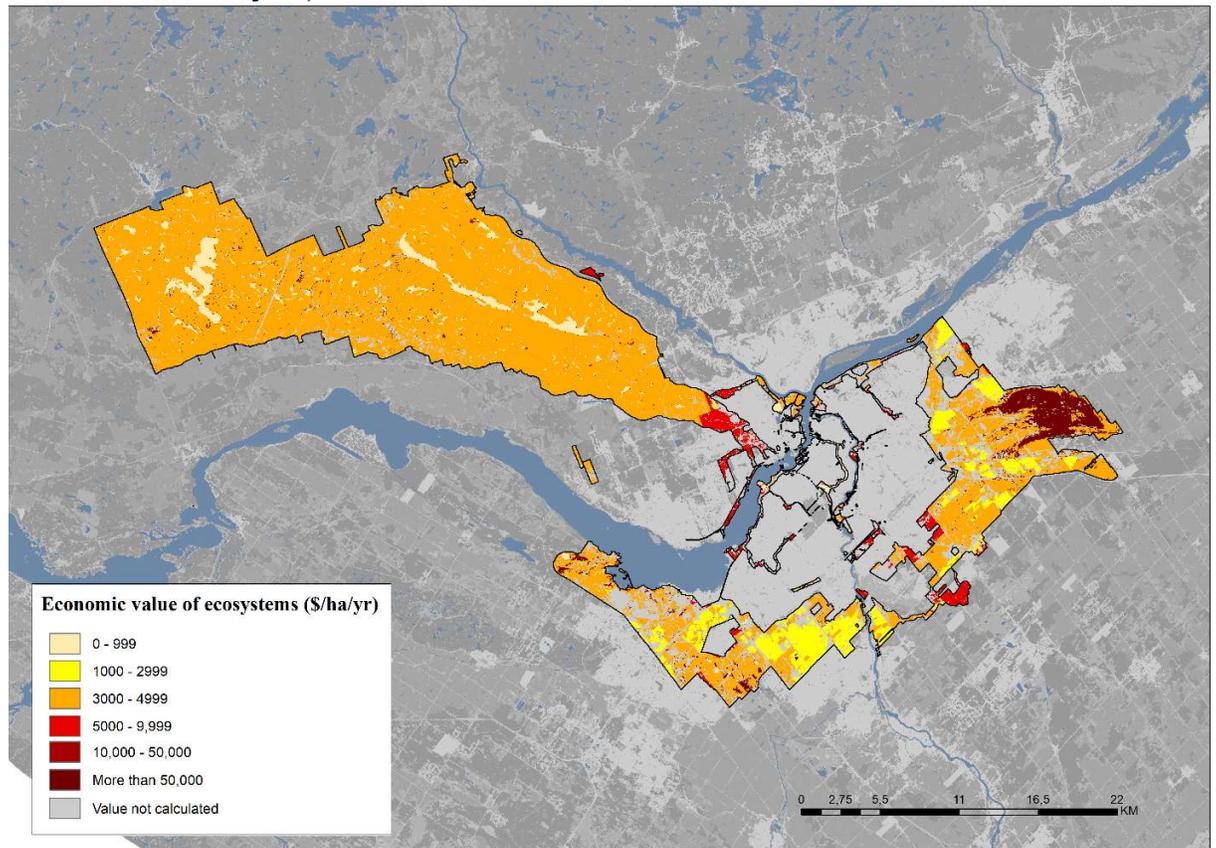
*Adapted from Dupras et al. (2016)*

Table B.11. Total annual values (\$ '000 CAD 2015) for ES of the NCC's Green Network.

Ecosystem Services	Urban Forests	Rural Forests	Wetlands	Croplands	Prairies, grasslands	Freshwater Systems	Total
Agricultural Products	-	-	-	3038.2	269.1	-	3,307.3
Global Climate Regulation	374.0	9,188.9	2,865.1	-	969.8	-	13,397.7
Air Quality	859.8	381.3	-	-	-	-	1,241.1
Water Provisioning	526.1	31,989.4	76.0	-	-	-	32,591.5
Waste Treatment	217.3	12,124.7	38,985.5	-	-	78.9	51,406.4
Erosion Control	327.5	5,223.5	-	360.4	252.9	-	6,164.3
Pollination	22.1	165.0	-	-	-	-	187.1
Biodiversity Habitat	4,165.6	83,309.7	52,643.8	-	5,723.4	16.4	145,859.0
Disturbance Prevention	7,806.6	-	50,939.0	-	-	-	58,745.6
Pest Management	69.8	1,124.8	-	-	104.4	-	1,299.0
Nutrient Cycling	-	12,162.8	-	608.3	341.0	-	13,112.1
Aesthetics	-	-	-	274.4	192.6	6.6	473.6
Recreation	116.4	2,859.6	184.0	310.8	174	123.2	3,768.0
<b>TOTAL</b>	<b>14,485.2</b>	<b>158,529.1</b>	<b>145,693.5</b>	<b>4592.0</b>	<b>8027.2</b>	<b>225.1</b>	<b>331,552.7</b>

Adapted from Dupras et al. (2016)

Figure B.2. ES value of Canada's National Capital Green Network (values expressed in \$CAD 2015 /ha/year).



Adapted from: Dupras et al. (2016)

The total mean economic value for the entire NCC’s Green Network is \$332 million per year, with a minimum of \$187 million per year and a maximum of \$829 million per year (Table B.12). The minimum and maximum values come from benefit transfer estimates, where at least two monetary values were used. The largest variation between minimum and maximum values comes from the rural forest ecosystem, especially from the biodiversity habitat ES, where the standard deviation has a value of \$3,673/ha/year and values ranging from \$0.1/ha/year to \$11,349/ha/year.

Table B.12. Total minimum, mean, and maximum annual values (\$M CAD 2015) for the studied ecosystems.

Ecosystems	Minimum value	Mean value	Maximum value
Urban Forests	10.6	14.5	22.2
Rural Forests	19.1	158.5	647.1
Wetlands	145.6	145.7	145.7
Croplands	4.2	4.6	5.2
Prairies, pastures, grasslands	7.8	8.0	8.5
Freshwater Systems	0.2	0.2	0.2
TOTAL	187.5	331.6	829.0

*Adapted from Dupras et al. (2016) ; \$M: '000 000*

Aside from ES values calculated for forests and woodlands ecosystems and the pollination service for prairies and grasslands, values were not differentiated between urban and rural environments, mainly because of data availability. In the case of wetlands, distance to urban areas was taken into consideration in the meta-analysis to define the value, but wetlands were not explicitly labelled as urban or rural in the tables. This is because of the nature of the benefit transfer with meta-analysis which takes into consideration the characteristics of ecosystems in the value estimation. Another reason for not explicitly labelling ecosystems other than forests as urban or rural is the fact

that most areas were considered peri-urban. It is especially true in the case of the Greenbelt, because it is enclosed between urban environments. This is also the case for the southern portion of the Gatineau Park.

## 5 Discussion

Currently, the NCC's Green Network has an estimated value of 332 million dollars per year, which represents a mean value of \$6,014/ha/year, for a total economic value of more than \$5 billion annualized over 20 years. This value represents the contribution of ES provided by forests and woodlands, wetlands, agricultural areas, prairies, grasslands, and pastures, and by freshwater systems. The most important part of this value is represented by nonmarket ES, mainly regulating services, such as biodiversity habitat, waste treatment, disturbance prevention, and global climate regulation.

The aim of this study was in part to explore the value of a suite of regulating services, since in many studies, these services are often left aside because of their difficult association with economic indicators. The interest of exploring the regulating services is all the more relevant as they largely explain the variations in the total economic value for the different ecosystems (Table B.10). 76% of the total economic value per ha in the NCC's Green Network is captured by the wetlands, because of their particularly important contribution to habitat biodiversity, disturbance prevention, waste treatment and global climate regulation. This result is not surprising since the great importance of the wetland's ecological functions is already demonstrated in the scientific literature (Costanza et al. 1997, Zedler et Kercher 2005, He et al. 2017). The variation of the total economic value between ecosystems can be explained along a rural-urban gradient. Indeed, at the NCC's Green Network scale, rural forests have a total annual value more than 10 times greater than that of urban forests (Table B.11). However, as the area of urban forests is relatively small compared to the vast area of rural forests, the total annual value per hectare of urban forests is more than twice that of rural forests (Table B.10). This disparity was also highlighted in the study of Nikodinoska et al. (2018) in which only 1 % of the economic value was generated by green urban areas of Uppsala

(Sweden); when considering the size of different land uses, the average economic value of green urban areas was the highest (53%). These results support the importance of urban ecosystems for the population as they provide an important contribution in terms of regulating and cultural ES. Thus, ES hotspots tended to be located in urban settings where a higher population density led to a stronger demand for ES (see also Tammi et al. 2017). Urban-related pressures like air pollution also increase the need for ES, although this can lead to local mismatches between ES supply and demand (Kroll et al. 2012, Baró et al. 2017). Indeed, these results should not obscure the fact that most of the total economic value is provided by the rural ecosystems (Table B.11) and that a conservation effort must be made on these ecosystems to promote sustainability. A better understanding of the processes that make up nonmarket and rural ecosystems is important to make more informed decisions on their management and preservation.

The integration of knowledge about the value of ES in decision-making for planning is a relevant and evolving area of study (Compton et al. 2011, Maes et al. 2012, Albert et al. 2014, Hansen et al. 2015, Martinez-Harms et al. 2015). Although there are still few real-world examples of the use of ES knowledge in public planning and decisions (Daily et al. 2009, Laurans et al. 2013, Guerry et al. 2015), a few trends seem to emerge relative to their use based on current examples from the literature. The first approach is based on ecosystem-wide planning used to resolve specific issues. Examples of this planning approach is the one adopted by the city of New York to protect its water supply (Chichilnisky et al. 1998, Brunette 2008), and the one adopted for the management of nitrogen in the Chesapeake Bay in the United States (Maes et al. 2012). Another approach is through regional and strategic planning (e.g. Tammi et al. 2017), where ecosystems are managed regardless of jurisdictional limits. This includes the planning approach adopted by the United States Forest Service as part of its 2012 Planning Rule, where it is required to plan forest management activities at the ecosystem level. The region of Tampere, in Finland, has also included this approach in its strategic plan towards 2040. The spatial valuation of ES by Tammi et al. (2017)

provided input into the regional planning strategy by performing an analysis of ecosystems along an urban-rural gradient, but without consideration for inner jurisdictional boundaries. Their results were used by decision makers to plan for ES hotspots. This information also interested local groups within and outside of the Tampere region.

Tools that are not solely based on land use planning also exist to enable the maximization and protection of ES supply. Payments for Ecosystem Services (PES) are such an example. The implementation of PES vary across the world, but they are programs where landowners are compensated (in money or in-kind) for the provision of ES when they carry out agreed upon land use management practices. These programs exist in developing and industrialized countries alike, although PES programs implemented in latter countries tend to focus on agricultural lands (Sattler et Matzdorf 2013, Schomers et Matzdorf 2013).

Despite these examples of the use of ES knowledge into policies, plans or tools, the use of ES in decision-making is currently limited by the amount of knowledge available. For example, there are few sets of longitudinal data on ES supply, which limits the tracking of services over a longer period (Compton et al. 2011, Maes et al. 2012). Other limits include the type of policies and the legislative framework in place in a region, the interest of planners and decision makers, as well as social and political will (Maes et al. 2012, Hansen et al. 2015, Tammi et al. 2017).

In addition, to ensure the provision of ES, planners and decision makers need to understand that the quality and stability of ES are related to land uses, to the capacity of species to interact with one another, and to move across the landscape (Mitchell et al. 2013, Dupras et al. 2016). As a result, the NCC should facilitate the creation of corridors to increase connectivity within the Green Network and with surrounding natural environments, through land acquisition or partnerships with public and/or private owners (Dupras et al. 2015). The results of this study can be used to raise

awareness on the value of ES, but this new knowledge that is available to decision makers of the region can be taken further. These results can be used as a stepping stone to improve ecosystem-wide planning in the Ottawa-Gatineau region, especially since the report was received with great interest by the NCC, media (Butler 2016, 2016, Sabourin 2017), and the community within the immediate Ottawa-Gatineau region, but also within the larger national capital region of Canada.

These results should nevertheless be considered in light of methodological limitations inherent to the approach chosen in this study, especially with regard to the spatial analysis and the economic valuation. Data availability was a limiting factor in both the spatial analysis and the economic valuation. Although tests were made to detect errors in the GIS layer, the chosen source only had an 85% precision. Data availability also impacted the economic valuation, especially when using the benefit transfer approach. Even though care was taken to avoid transfer bias, the results are not as robust as a study based exclusively on primary data. Additionally, the benefit transfer analysis was dependent on published literature, for which the coverage of ecosystems and ES is unequal. This unequal attention affects the accuracy of some monetary estimates. For example, there were more studies on forests and wetlands than on freshwater and agricultural lands. Finally, our analysis was not exhaustive with regard to the valuation of the stock of natural capital, where only the values for Wetlands ES included the stock of natural capital and the values for the service of Global climate regulation included the value of the stock of carbon. This suggests that our estimate of the value of the NCC's Green Network is an underestimation.

Nonetheless, since the objective of the study was not to establish a precise value that would be used to put in place a program or market, but rather to increase the awareness of a number of stakeholders, citizens and decision makers about the real contribution of ecosystems to their well-being, the choice of data and methodology is valid.

## 6 Conclusion

Since the implementation of the first Canadian Greenbelt in Ottawa in 1950, there has been an evolution in the design of greenbelts globally. Instead of surrounding a city to prevent growth, the focus is on building corridors for biodiversity, so that species can move within the landscape and people can enjoy cultural services within cities. The final design of the Golden Horseshoe in Toronto and of the proposed Montreal greenbelt and its associated natural infrastructure network are based on this approach.

Initially, the Plan Gréber of 1950 included provisions to connect the Greenbelt and the Gatineau Park through urban lands. The appeal of connected structures is the ability to improve the production of ES. In the case of the NCC's Green Network, there is an opportunity to connect these landscapes, but it will require discussions between the NCC and municipalities for the purchase and protection of lands. As mentioned in the introduction, an important challenge to the integrity of the green network is encroachment, especially since the green network does not have a formally protected status.

The lack of information on the value of natural habitats to human well-being in urban and peri-urban setting does lead to the degradation of natural capital. With the monetary values elicited as part of this study, managers at the NCC will be able to showcase the contribution of natural landscapes to reduce the cost of grey infrastructure and to improve the quality of life of citizens.

## 7 Acknowledgments

This study was funded by the National Capital Commission. The authors would like to thank Catherine Verreault, Christie Spence, Matthew Tomlinson, and Franck Fetue Ndefo for their fruitful comments and collaboration in the development of the study.

## 8 Supporting information

SB.1 Table. List of studies used as part of the ES valuation with benefit transfer (Values in \$2015 CAD).

ES	Source	Country	Value (\$/ha/yr)	Method
<b>Urban Forests and woodlands</b>				
Habitat for biodiversity	Kniivila et al. (2002)	Finland	449.50	CV
	Loomis et Ekstrand (1998)	United States	7159.70	CV
	Siiakmäki et Layton (2007)	Finland	444.10	CV
Disturbance prevention	Morri et al. (2014)	Italy	4974.60	AC
	Morri et al. (2014)	Italy	5085.00	AC
Water provisioning	Hein (2011)	Netherlands	609.08	RC
	Morri et al. (2014)	Italy	206.51	MP
	Morri et al. (2014)	Italy	202.56	MP
Waste treatment	Morri et al. (2014)	Italy	110.49	RC
Erosion control	Morri et al. (2014)	Europe	139.87	RC
	Croituru (2007)	Italy	126.27	RC
	Yoo et al. (2014)	United States	396.14	AC, HP
Pest management	Dupras et Alam 2014	Canada	45.00	BT
Air quality	Hirabayashi 2010	United States	554.00	BT
<b>Rural forest</b>				
Habitat for biodiversity	Kniivila et al. (2002)	Finland	460.60	CV
	Loomis et Ekstrand (1998)	United States	7159.70	CV
	Siiakmäki et Layton (2007)	Finland	444.10	CV
	Garrod et Willis (1997)	United Kingdom	11349.00	CE
	Garrod et Willis (1997)	United Kingdom	4115.60	CE
	Garrod et Willis (1997)	United Kingdom	6687.90	CE
	Knowler et al. (2003)	Canada	2.25	PF
	Ovando et al. (2016)	Spain	23.29	DC
	Roesch-McNally et al. (2016)	United States	0.05	CV
	Roesch-McNally et al. (2016)	United States	2.54	CV
	Roesch-McNally et al. (2016)	United States	0.07	CV
	Roesch-McNally et al. (2016)	United States	6.81	CV
	Scarpa et al. (2000)	Ireland	218.26	CV
	Walsh et al. (1984)	United States	125.61	CV
Air quality	Remme et al. (2015)	Netherlands	9.70	AC
Water provisioning	Hein (2011)	Netherlands	609.08	RC
	Morri et al. (2014)	Italy	206.51	MP

ES	Source	Country	Value (\$/ha/yr)	Method
	Morri et al. (2014)	Italy	202.56	MP
	Häyhä et al. (2015)	Italy	122.52	MP
	Xue and Tisdell (2001)	China	3053.00	RC
Nutrient cycling	Ninan et Inoue (2013)	Japan	0.13	MP
	Ninan et Inoue (2013)	Japan	107.29	MP
	Xue et Tisdell (2001)	China	848.39	RC
Waste treatment	Croitoru (2007)	Europe	139.87	RC
	Ninan et Inoue (2013)	Japan	26.03	MP
	Ninan et Inoue (2013)	Japan	805.98	MP
	Xue and Tisdell (2001)	China	298.18	RC
Erosion control	Morri et al. (2014)	Italy	126.27	RC
	Morri et al. (2014)	Italy	110.49	RC
	Häyhä et al. (2015)	Italy	535.90	RC
	Ninan et Inoue (2013)	Japan	5.35	HP
	Ninan et Inoue (2013)	Japan	0.54	OC
	Xue and Tisdell (2001)	China	43.02	OC
Pest management	Dupras et Alam 2014	Canada	45.00	BT
	Xue and Tisdell (2001)	China	13.97	RC
<b>Wetlands</b>				
Water provisioning	Folke (1991)	Sweden	53.76	RC
	Farber (1996)	United States	7.99	RC
<b>Croplands</b>				
Erosion control	Fox et Dickson (1990)	United States	60.87	AC
	Pimentel et al. (1995)	United States	72.65	RC
	Pimentel et al. (1995)	United States	193.16	RC
Nutrient cycling	Dupras et Alam (2014)	Canada	184.00	BT
Aesthetics	Dupras et Revéret (2013)	Canada	136.49	CE
	Alvarez-Farizo et al. (1999)	United Kingdom	36.88	CV
	Bastian et al. (2002)	United States	21.10	HP
	Bowker et Didychuck (1994)	Canada	191.20	CV
	Sandhu et al. (2008)	New Zealand	30.02	CE
Recreation	Dupras et Alam (2014)	Canada	94.00	MP
<b>Prairie and grasslands</b>				
Erosion control	Fox et Dickson (1990)	United States	60.87	AC
	Pimentel et al. (1995)	United States	72.65	RC
	Pimentel et al. (1995)	United States	193.16	RC

ES	Source	Country	Value (\$/ha/yr)	Method
Habitat for biodiversity	Dupras et Alam (2014)	Canada	2467.00	BT
Pest management	Dupras et Alam (2014)	Canada	45.00	BT
Nutrient cycling	Pimentel et al. (1995)	United States	146.74	RC
Aesthetics	Dupras et Revéret (2013)	Canada	136.49	CE
	Alvarez-Farizo et al. (1999)	United Kingdom	36.88	CV
	Bastian et al. (2002)	United States	21.10	HP
	Bowker et Diychuck (1994)	Canada	191.20	CV
	Sandhu et al. (2008)	New Zealand	30.02	CE
<b>Freshwater</b>				
Habitat for biodiversity	Poder et al. (2015)	Canada	10.00	CR
Waste treatment	Poder et al. (2015)	Canada	48.00	CR
Aesthetics	Poder et al. (2015)	Canada	4.00	CR

AC (Avoided cost), BT (Benefit transfer), CE (Choice experiment), CV (Contingent valuation), CR: Contingent ranking, DC (Damage cost), HP (Hedonic pricing), MP (Market price), OC (Opportunity cost); RC (Replacement cost).

SB.2 Table. Conversion of the WTP values from Poder et al. (2015) to values for the NCC Green Network.

Ecosystem Services	WTP for the Montreal Blue Network (\$/hh)	Nb of Households in the Ottawa/Gatineau Region	Freshwater Systems area in the Ottawa/Gatineau Region (ha)	Value for the NCCGN services (\$/ha/y)
Biodiversity Habitat	25	340,515	24,897	10
Waste Treatment	218	340,515	24,897	48
Aesthetics	10	340,515	24,897	4

*Adapted from Dupras et al. (2016)*

## APPENDICE A

### QUESTIONNAIRE : MONÉTARISATION DE LA PERTE DE BIEN-ÊTRE ENGENDRÉE PAR LES AVIS DE NON-CONSOMMATION D'EAU

*Questionnaire utilisé dans le cadre de la collecte de données pour le Chapitre 3.*

Bonjour, ce questionnaire a été développé dans le cadre de l'obtention de deux diplômes de maîtrise, l'un à HEC Montréal et l'autre à l'Université du Québec en Outaouais, le tout dans le cadre d'un projet de recherche plus large portant sur les cyanobactéries (projet ATRAPP).

Le questionnaire auquel vous êtes invité à répondre est anonyme et les renseignements recueillis resteront strictement confidentiels. Vous êtes complètement libre de refuser de participer à ce projet et vous pouvez décider en tout temps d'arrêter de répondre aux questions. Le fait de remplir ce questionnaire sera considéré comme votre consentement à participer à notre recherche.

Il n'y a pas de limite de temps pour répondre au questionnaire, bien que nous ayons estimé que cela devrait vous prendre environ 20 à 25 minutes. Enfin, il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse aux questions, nous souhaitons seulement connaître votre opinion.

#### **Préface :**

#### **Introduction :**

Bonjour, mon nom est Marie-Pier Schinck et je suis étudiante à la maîtrise en économie appliquée à HEC Montréal. Je réalise cette étude dans le cadre de l'obtention de mon diplôme de maîtrise, sous la direction de Justin Leroux, professeur agrégé au Département d'économie appliquée de HEC Montréal.

[Bonjour, mon nom est Chloé L'Ecuyer-Sauvageau et je suis étudiante à la maîtrise sur mesure l'Université du Québec en Outaouais. Je réalise cette étude dans le cadre de l'obtention de mon diplôme de maîtrise, sous la direction de Jérôme Dupras, professeur agrégé au Département des sciences naturelles de l'UQO. ]

## Projet ATRAPP :

Ce questionnaire est également distribué dans le cadre de la participation au projet de recherche ATRAPP (*Algal Blooms, Treatment, Risk Assessments, Prediction and Prevention Through Genomics*) qui s'intéresse à la problématique des algues toxiques appelées cyanobactéries ou encore algues bleu-vert proliférant dans certains plans d'eau au Québec et engendrant des problèmes écologiques, sanitaires et économiques. Il s'agit d'un projet de recherche multidisciplinaire regroupant des chercheurs de plusieurs domaines d'étude et universités. Ce projet vise ultimement à permettre une meilleure gestion des épisodes de floraison de ces algues toxiques en développant de meilleurs outils de diagnostic, de prévision et de traitement. Le projet vise également à présenter des pistes de solutions au Gouvernement du Québec pour améliorer la situation.

## Section 1 :

---

Les questions qui suivent s'intéressent à vos habitudes de consommation d'eau lorsque vous êtes à votre domicile.

1.1 En moyenne, combien de verre(s) (250 ml) d'eau du robinet buvez-vous par jour ?  
\*Incluant les boissons préparées à base d'eau du robinet, comme le café par exemple.

- \_\_\_\_\_ verre(s)

1.2 Si vous deviez vous prononcer sur l'importance de l'eau du robinet dans votre consommation quotidienne de liquide, quel énoncé vous décrirait le mieux :

- L'eau du robinet correspond à 100 % de ma consommation quotidienne de liquide.
- L'eau du robinet correspond à 75 % de ma consommation quotidienne de liquide.
- L'eau du robinet correspond à 50 % de ma consommation quotidienne de liquide.
- L'eau du robinet correspond à 25 % de ma consommation quotidienne de liquide.
- L'eau du robinet correspond à 0% de ma consommation quotidienne de liquide.

1.3 En moyenne, dans une semaine, combien de repas (sur 21) n'ayant pas été préparés à votre domicile consommez-vous ?

- \_\_\_\_\_ repas

1.4 Consommez-vous des fruits et/ou des légumes ?

- Oui
- Non

1.4.1 Si la réponse est « Oui », veuillez répondre à la question suivante :

À quelle fréquence utilisez-vous de l'eau du robinet dans la préparation de vos fruits et légumes (nettoyage des aliments, cuisson, etc.) ?

- Toujours
- Souvent
- Parfois
- Rarement
- Jamais

1.5 En général, à quelle fréquence prenez-vous un bain ou une douche ?

- Moins d'une fois par jour
- Une fois par jour
- Entre une et deux fois par jour
- Deux fois par jour
- Plus de deux fois par jour
- Je ne désire pas répondre à cette question

1.6 Selon vous, à quelle fréquence faites-vous un effort conscient pour réduire votre consommation d'eau ?

- Toujours
- Souvent
- Parfois
- Rarement
- Jamais

1.7 Avez-vous déjà reçu un avis d'ébullition d'eau de la part de votre municipalité ?

- Oui
- Non
- Je ne sais pas

1.8 Si la réponse est « Oui » : Aviez-vous fait un effort pour respecter cet avis ?

- Oui
- Non
- Je ne me souviens pas

## Section 2 : Cyanobactéries (algues bleu-vert)

2.1 Êtes-vous au courant qu'il y a un phénomène de floraison de cyanobactéries (communément appelées algues bleu-vert) qui prend place dans plusieurs plans d'eau du Québec chaque année ?

- Oui
- Non

2.2 Avez-vous déjà été témoin de ce phénomène dans un plan d'eau ?

- Oui
- Non

2.3 À quel niveau vous considérez-vous informé(e) quant au phénomène des cyanobactéries (algues bleu-vert) ?

- Très informé(e)
- Modérément informé(e)
- Peu informé(e)
- Je n'ai jamais entendu parler de ce phénomène avant aujourd'hui.

### **Mise en contexte :**

Les algues bleu-vert, ou cyanobactéries, sont présentes en faibles concentrations à l'état naturel dans les plans d'eau. Bien qu'elles ne constituent généralement pas une source de préoccupation, il en va tout autrement lorsque, sous l'effet de la chaleur (hausse des températures due aux changements climatiques), de la lumière ou des nutriments (provenant de rejets agricoles ou municipaux), ces algues « prolifèrent » dans les écosystèmes aquatiques et produisent et libèrent des cyanotoxines<sup>11</sup>.

Le contact direct avec l'eau contaminée peut avoir des effets néfastes pour la santé. Les effets liés au contact direct avec l'eau contaminée sont : irritation de la peau, irritation des yeux et maux de gorge<sup>12</sup>. Par ailleurs, les risques les plus importants pour la santé sont liés à l'ingestion d'eau contaminée par les cyanotoxines. Les symptômes les plus communs en cas d'ingestion sont : maux de ventre, vomissements, diarrhée, maux de

---

<sup>11</sup> Génome Canada. «ATRAPP-Résumé du projet», <https://www.genomecanada.ca/fr/atrap-prevision-prevention-et-traitement-des-proliférations-dalgues-et-evaluation-des-risques-y>

<sup>12</sup> Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec. « Les algues bleu-vert et l'eau de consommation », 2008, <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Guidecyanobacteries.pdf>

tête et fièvre<sup>13</sup>, l'ingestion d'une quantité suffisante d'eau contaminée pourrait même causer la mort chez l'être humain et chez les animaux<sup>14</sup>.

2.4 À quel niveau vous sentez-vous préoccupé(e) par le phénomène des cyanobactéries (algues bleu-vert) ?

- Très préoccupé(e)
- Modérément préoccupé(e)
- Peu préoccupé(e)
- Je ne me sens pas préoccupé(e) du tout par ce phénomène.

---

<sup>13</sup> *Idem.*

<sup>14</sup> Génome Canada. «ATRAPP-Résumé du projet», <https://www.genomecanada.ca/fr/atrap-prevision-prevention-et-traitement-des-proliferations-dalgues-et-evaluation-des-risques-y>

## Section 3 : Avis de non-consommation

---

### **Procédure actuelle dans les usines de traitement d'eau :**

Cette étude s'intéresse plus particulièrement à l'effet de cette problématique sur l'accès à l'eau potable pour les résidents des zones touchées. En effet, il peut y avoir des épisodes de floraison d'algues bleu-vert à l'intérieur même des réservoirs des usines de traitement d'eau. Selon la procédure actuelle, des tests diagnostiques seront effectués régulièrement et, dans l'éventualité où le niveau de toxine dans l'eau est supérieur à celui jugé acceptable par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC), la municipalité devra transmettre un avis de non-consommation d'eau à la population s'approvisionnant en eau potable à travers le réseau d'aqueduc touché par l'avis.

### **Description avis de non-consommation :**

Un avis de non-consommation est différent d'un avis d'ébullition. Lorsqu'un avis de non-consommation dû à la présence de cyanotoxines est transmis, les personnes touchées ne doivent pas consommer l'eau du robinet pour boire, se brosser les dents, préparer les aliments ou même se laver le corps. Si l'eau présente un aspect normal et habituel, elle peut être utilisée pour le lavage des mains, de la vaisselle et de diverses surfaces. Veuillez noter que le fait de faire bouillir l'eau ne règle pas le problème de la présence des cyanotoxines dans l'eau qu'il n'existe pas de traitement facile d'accès permettant aux individus de traiter l'eau eux-mêmes à leur domicile.

3.1 Est-ce que votre domicile est approvisionné en eau potable par un puit artésien ou un puit de surface ?

- Non
- Oui\*

\*Si oui, veuillez noter que les gens dont le domicile est approvisionné en eau par un puit artésien ou un puit de surface peuvent eux aussi être touchés par un avis de non-consommation dû à une floraison de cyanobactéries (algues bleu-vert).

3.2 Avez-vous déjà reçu un avis de non-consommation d'eau de la part de votre municipalité ?

- Oui
- Non
- Je ne me souviens pas

3.2.1 Si la réponse est « Oui » : Avez-vous fait un effort pour respecter cet avis ?

- Oui
- Non
- Je ne me souviens pas

3.3 En général, avez-vous tendance à faire confiance à l'information transmise par votre municipalité concernant la qualité de l'eau potable dans le système d'aqueduc ?

- Oui
- Non

3.4 En général, avez-vous tendance à faire confiance à l'information transmise par le Ministère de l'environnement concernant la qualité de l'eau potable ?

- Oui
- Non

3.5 Envisagez la situation hypothétique où vous recevriez un avis de non-consommation d'eau dû à une floraison d'algues bleu-vert dans l'usine de traitement d'eau de votre municipalité. Selon vous, lequel des énoncés suivants décrit le comportement le plus probable de votre part :

- Je respecterais l'avis à la lettre → Allez à la question 3.6
- Je respecterais l'avis partiellement → Allez à la question 3.5.1
- Je ne respecterais pas l'avis (aucun changement de comportement) → Allez à la question 3.3.2

3.5.1 Si la réponse est « Je respecterais l'avis partiellement », veuillez indiquer les usages pour lesquels vous respecteriez l'avis de non-consommation, c'est-à-dire les usages pour lesquels vous utiliseriez strictement de l'eau embouteillée :

- Boire
- Se brosser les dents
- Cuisiner (préparation des aliments, contact entre l'eau et les aliments)
- Se laver (douche, bain, etc.)

3.5.2 Cochez les facteurs qui font en sorte que vous ne pensez pas respecter un éventuel avis de non-consommation ?

- Il n'existe pas de consensus scientifique sur les effets des cyanotoxines
  - Manque de confiance envers la municipalité
  - Manque de confiance envers le MDDELCC
  - Je préfère me fier à mon propre jugement
  - Je ne fais pas confiance aux tests diagnostiques utilisés
  - Respecter l'avis demande trop d'effort de ma part
  - Les risques de problèmes éventuels, si je ne respecte pas l'avis, me semblent très faibles
  - Autre, veuillez préciser :
-

3.6 Envisagez la situation hypothétique où vous recevriez un avis de non-consommation d'eau dû à une floraison d'algues bleu-vert dans l'usine de traitement d'eau de votre municipalité.

3.6.1 Quelle importance accordez-vous au fait d'être informé(e) de la cause de l'avis de non-consommation ?

- Très important
- Important
- Peu important
- Indifférent

3.6.2 Quelle importance accordez-vous au fait d'être informé(e) des divers problèmes de santé pouvant résulter du non-respect de l'avis de non-consommation ?

- Très important
- Important
- Peu important
- Indifférent

## Section 4 : Présentation du projet

---

Veillez lire attentivement ce qui suit :

### **La situation actuelle est la suivante :**

Dans les zones les plus touchées, il y a un avis de non-consommation environ 1 année sur 5, durant la période à risque. Il n'y a pas de préavis, c'est-à-dire qu'au moment où le citoyen est informé de l'avis de non-consommation, il doit immédiatement cesser de consommer l'eau courante. De plus, on estime que ces avis durent en moyenne 10 jours.

### **Implantation du projet :**

Si les nouveaux outils développés par le projet ATRAPP étaient implantés dans votre municipalité, les améliorations suivantes pourraient être observées :

- Grâce aux meilleurs outils diagnostiques, les résidents auraient maintenant un jour de préavis. C'est-à-dire qu'ils seraient avertis un jour avant l'entrée en vigueur de l'avis de non-consommation.
- Grâce aux meilleurs outils de traitement, la durée moyenne d'un avis passerait de 10 jours (situation actuelle) à 2 jours.

### **Mise en situation :**

Supposons que votre municipalité choisisse d'implanter les nouveaux outils du projet ATRAPP et donc de bénéficier des améliorations qui viennent d'être listées. Pour les financer, la décision a été prise d'imposer une augmentation sur le montant des taxes municipales payées par les citoyens chaque année. Veuillez noter qu'il est certain que les fonds récupérés seront utilisés pour l'implantation des nouveaux outils décrits précédemment. Si vous êtes locataire, cette augmentation de taxes municipales aurait pour effet d'augmenter les charges associées à votre loyer.

4.1 En gardant en tête qu'il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse et ce montant ne serait plus disponible pour l'achat d'autres biens et services :

Seriez-vous prêt(e) à payer  $x\$$  de plus chaque année sur votre compte de taxes municipales (ou en augmentation de loyer) pour financer l'implantation des nouveaux outils de traitement et de diagnostic dans l'usine de traitement d'eau de votre municipalité

La variable  $x$  peut prendre les valeurs : 20, 35, 50, 75.

- Oui → Passez à la question 4.2
- Non → Passez à la question 4.3

4.2 Seriez-vous prêt(e) à payer  $(1.5*x)$  \$ de plus chaque année sur votre compte de taxes municipales (ou en augmentation de loyer) pour financer l'implantation des nouveaux outils de traitement et de diagnostic dans l'usine de traitement d'eau de votre municipalité ?

- Oui
- Non

Passez à la question 4.4

4.3 Seriez-vous prêt(e) à payer  $(0.5*x)$  \$ de plus chaque année sur votre compte de taxes municipales (ou en augmentation de loyer) pour financer l'implantation des nouveaux outils de traitement et de diagnostic dans l'usine de traitement d'eau de votre municipalité ?

- Oui
- Non

4.4 Pouvez expliquer brièvement la raison de votre choix :

Raison :

---

## Section 5: Activités récréatives

---

Tel que mentionné plus haut, les épisodes de floraison d'algues bleu-vert sont dépendants de plusieurs facteurs, dont la température ambiante. En effet, les épisodes sont favorisés lorsque cette température est au-delà de 20 degrés Celsius. C'est pourquoi les algues bleu-vert sont présentes majoritairement dans les plans d'eau de juillet à septembre dans le sud du Québec<sup>15</sup>.

5.1 Quelles activités pratiquez-vous en eau vive ou près de l'eau au cours de l'été ? Sélectionnez toutes celles qui s'appliquent.

- Baignade
- Pêche
- Activités nautiques
- Marche
- Vélo
- Observation de la nature
- Autre : précisez.

5.2. À quelle fréquence pratiquez-vous des activités récréatives en eau vive ?

- Jamais
- Rarement
- Parfois
- Souvent

5.3. La proximité avec un plan d'eau est-elle un critère de choix de vos destinations de vacances ?

- Oui
- Non

### Floraisons d'algues bleu-vert (cyanobactéries) : activités récréatives

5.4. Avez-vous déjà été affecté par une dégradation de la qualité de l'eau liée à une floraison d'algues toxiques (cyanobactéries) dans un contexte d'activités récréatives ?

- Oui,  
expliquez :.....  
.....

---

<sup>15</sup> MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2016. Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleuvert en 20-15 Résultats p-our les plans d'eau et les installations de production d'eau potable, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76222-5 (PDF), 13 p.

- Non

5.5 Si oui, est-ce que la présence d'algues bleu-vert vous a incité à vous rendre à un autre lac que votre lac habituel pour faire des activités récréatives ?

- Oui -> allez à la question 5.6
- Non -> allez à la question 5.5.1

5.5.1 Pourquoi ?

5.6. Quelle distance (approximative) seriez-vous prêt à parcourir pour vous rendre à un lac qui n'est pas votre lac habituel dans le cas où la qualité de ce dernier serait dégradée du fait de la présence d'algues bleu-vert ?

- 0 km
- Moins de 15 km
- 16 à 30 km
- 31 à 60 km
- 61 à 100 km
- 100 km et plus

5.7. Selon vous, quelle est l'importance de cette problématique dans votre région pour la pratique des activités récréatives et le tourisme ?

- Très importante
- Importante
- Peu importante
- Pas importante
- Ne sais pas

5.8. Selon vous, qui serai(en)t le(s) mieux placé(s) pour diminuer la problématique des algues bleu-vert ?

- Gouvernement
- Entreprises
- ONG
- Individus
- Personne
- Ne sais pas
- Autre

Précisez :

.....

5.9. Selon vous, quels types d'actions seraient les plus utiles pour diminuer la problématique des algues bleu-vert ?

- Renforcement de la réglementation environnementale
- Outils financiers visant à inciter les agriculteurs à diminuer l'usage de produits contenant du phosphore
- Aménagement des bandes riveraines
- Restauration écologique de lacs
- Actions de sensibilisation des contributeurs au phénomène
- Assurer la conformité des installations septiques
- Pas de solutions
- Autre

Précisez : .....

5.10. Pensez-vous que vos activités quotidiennes et individuelles peuvent contribuer aux épisodes de floraison d'algues bleu-vert ?

- Oui
- Non -> allez à la question de modélisation (5.11)

5.10.1 Avez-vous déjà adopté des pratiques personnelles afin de limiter votre contribution à la problématique des algues bleu-vert ?

- Oui (aller à 5.10.2)
- Non (aller à 5.10.3)

5.10.2 Si oui, quelles pratiques avez-vous adoptées ? Sélectionnez toutes celles qui s'appliquent.

- M'abstenir d'épandre des engrais chimiques
- M'abstenir d'utiliser des pesticides (herbicides, insecticides, fongicides)
- Utiliser des savons et des détergents sans phosphate ou ayant une faible concentration de phosphate
- Laver ma voiture ou mon bateau à un endroit où les eaux de lavage ne s'écoulent pas directement dans le lac ou la baie
- Établir une bande riveraine végétalisée
- Maintenir ma fosse septique et mon champ d'épuration conformes aux règlements (vidange régulière)
- Ramasser les excréments de mon animal domestique au bord de l'eau
- Ne pas jeter de déchets dans le plan d'eau
- Autre (précisez)

5.10.2.1 Qu'est-ce qui vous a incité à adopter ces mesures ?

5.10.3 Sinon, pourquoi n'avez-vous pas adopté certains comportements ?

---

## 5.11. Question de modélisation de choix

### **Situation actuelle**

Les cyanobactéries (algues bleu-vert) sont présentes naturellement dans les lacs et rivières au Canada, toutefois certaines cyanobactéries produisent et sécrètent des toxines. Les floraisons nocives de cyanobactéries sont naturellement causées par l'apport de nutriments par les bassins versants, mais les apports excessifs de ces derniers par les activités agricoles et des rejets municipaux amplifient ces floraisons.

Dans le sud du Québec, la problématique des algues bleu-vert revient année après année dans plusieurs lacs, notamment depuis 2000<sup>16</sup> à la baie Missisquoi, où elle est particulièrement sévère.

### **Mise en situation**

---

Des floraisons d'algues bleu-vert sont recensées chaque été dans plusieurs lacs du Sud-Québec, en particulier de juillet à septembre. Comme déjà mentionné, ces floraisons ont des effets néfastes sur l'environnement et certaines activités humaines. Des solutions sont actuellement envisagées pour réduire, voire annuler, ces effets négatifs. Celles-ci viseraient à diminuer la quantité de nutriments qui vont dans les cours d'eau en réduisant les nutriments à la source, en établissant des bandes riveraines, ou encore en utilisant des méthode de traitement direct des plans d'eau.

Ces solutions ont cependant un coût qui devrait être supporté par la population locale à travers la taxe municipale. L'argent accumulé par le biais d'une taxe municipale serait dépensé en fonction des priorités de gestion de l'eau du bassin versant. Parmi les entités consultées pour déterminer les priorités et les solutions d'amélioration de la qualité de l'eau, on compterait les organismes de bassin versant, les MRC, les villes et les autres parties prenantes.

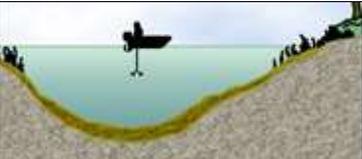
Les éléments qui composent chaque ensemble de choix incluent les caractéristiques suivantes : l'**aspect visuel** du plan d'eau, l'**odeur** dégagée par le plan d'eau, le **type d'activités** qui posent un risque pour la santé, l'**état écologique du milieu aquatique**, et un **coût** (augmentation de la taxe municipale).

### **Aspect visuel :**

---

---

<sup>16</sup> Chouinard, F., Bérubé, J. (2015). *Diagnostic 2015 Plan directeur de l'eau Bassin Versant de la Baie Missisquoi*. 213 pages.

Plan d'eau où l'eau est opaque	
Plan d'eau où l'eau est trouble	
Plan d'eau où l'eau est claire	
<p>Source des images (3 dessins) : Francine Matte Savard, Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 2005  <a href="http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm">http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm</a></p>	

**Odeur :**

1. Absence d'odeur provenant du lac ;
2. Présence d'odeur de gazon coupé provenant du lac;
3. Présence d'odeur d'ordures provenant du lac.

**Activités à risque :**

Aucune activité ne comporte des risques pour la santé	
---	--

<p>La baignade pose un risque pour la santé</p>	
<p>Toutes les activités prenant place sur l'eau posent un risque (baignade, activités nautiques, pêche – incluant la pêche du quai, en raison du contact des pêcheurs avec l'eau sur les poissons et sur l'équipement de pêche)</p>	
<p>Source des images : Charlène Kermagoret, 2017</p>	

### État écologique du milieu

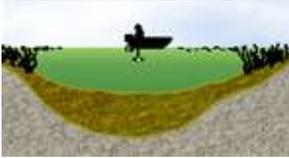
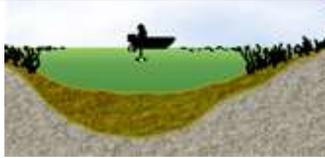
1. Bon : Faune (poissons, animaux aquatiques) et flore (plantes) d'origine préservée ;
2. Douteux : Mortalité d'une partie de la faune et de la flore d'origine ;
3. Mauvais : Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces opportunistes.

**Coût** : La variable coût fait référence à une augmentation de la taxe municipale, dont le montant irait vers des politiques et des actions qui viseraient à améliorer la santé du lac, en particulier au niveau du problème des algues bleu-vert.

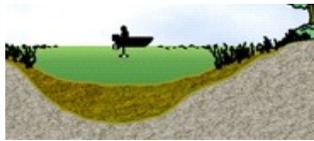
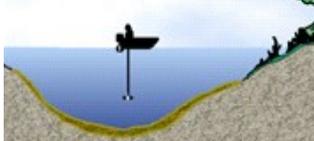
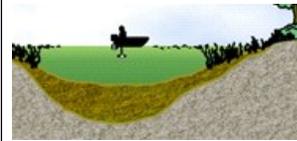
Les cinq ensembles de scénarios qui vont suivre représentent une situation de floraison d'algues bleu-vert en période estivale. Les effets négatifs (aspects visuels, odeurs, risques associés aux usages récréatifs, impacts écologiques) sont plus ou moins importants et les coûts plus ou moins élevés selon les solutions déployées. Pour chaque ensemble de choix qui va vous être présenté, choisissez la situation que vous préférez. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse.

Parmi les choix présentés (Block 1), vous avez l'option de choisir l'option de statu quo, qui représente la situation actuelle (et l'état de détérioration prévisible) associé aux phénomènes d'algue bleu-vert.

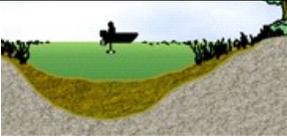
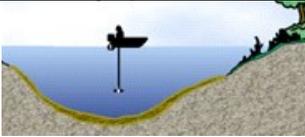
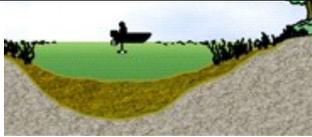
5.11.1

	<b>Caractéristiques</b>	<b>Option A</b>	<b>Option B</b>	<b>Statu quo</b>
1	Aspect visuel	 Eau opaque	 Eau claire	 Eau opaque
2	Activités récréatives à <b>risque</b> pour la santé	 Baignade	 Toutes	 Toutes
3	Odeur du plan d'eau	Gazon coupé	Aucune	Ordures
4	État écologique du milieu	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces	Douteux Mortalité d'une partie de la faune et de la flore d'origine	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces
5	Coût de l'augmentation de la taxe municipale	15 \$	100 \$	0 \$
	Choix du scénario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

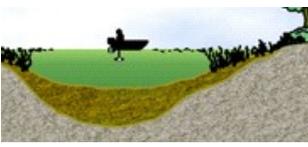
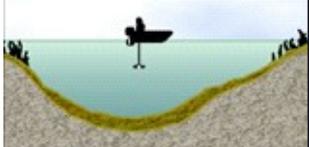
5.11.2

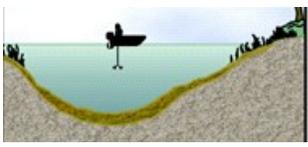
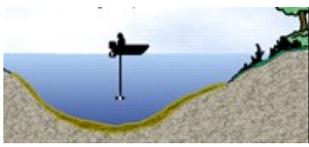
	Caractéristiques	Option A	Option B	Statu quo
1	Aspect visuel (photos)	 Eau opaque	 Eau claire	 Eau opaque
2	Activités récréatives à <b>risque</b> pour la santé	 Aucune	 Toutes	 Toutes
3	Odeur du plan d'eau	Gazon coupé	Ordures	Ordures
4	État du milieu	Bon Faune et flore d'origine préservée	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces
5	Coût de l'augmentation de la taxe municipale	100 \$	50 \$	0 \$
	Choix du scénario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.11.3

	<b>Caractéristiques</b>	<b>Option A</b>	<b>Option B</b>	<b>Statu quo</b>
1	Aspect visuel (photos)	 Eau opaque	 Eau claire	 Eau opaque
2	Activités récréatives à <b>risque</b> pour la santé	 Aucune	 Toutes	 Toutes
3	Odeur du plan d'eau	Aucune	Gazon coupé	Ordures
4	État du milieu	Douteux Mortalité d'une partie de la faune et de la flore d'origine	Bon Faune et flore d'origine préservée	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces
5	Coût de l'augmentation de la taxe municipale	50 \$	15 \$	0 \$
	Choix du scénario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.11.4

	<b>Caractéristiques</b>	<b>Option A</b>	<b>Option B</b>	<b>Statu quo</b>
1	Aspect visuel (photos)	 Eau opaque	 Eau trouble	 Eau opaque
2	Activités récréatives à <b>risque</b> pour la santé	 Toutes	 Aucune	 Toutes
3	Odeur du plan d'eau	Aucune	Ordures	Ordures
4	État du milieu	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces	Bon Faune et flore d'origine préservée	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces
5	Coût de l'augmentation de la taxe municipale	75 \$	200 \$	0 \$
	Choix du scénario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

	<b>Caractéristiques</b>	<b>Option A</b>	<b>Option B</b>	<b>Statu quo</b>
1	Aspect visuel (photos)	 Eau trouble	 Eau claire	 Eau opaque
2	Activités récréatives à <b>risque</b> pour la santé	 Toutes	 Baignade	 Toutes
3	Odeur du plan d'eau	Aucune	Gazon coupé	Ordures
4	État du milieu	Bon Faune et flore d'origine préservée	Douteux Mortalité d'une partie de la faune et de la flore d'origine	Mauvais Mortalité massive de la faune et de la flore d'origine et colonisation par de nouvelles espèces
5	Coût de l'augmentation de la taxe municipale	200 \$	30 \$	0 \$
	Choix du scénario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.11.6 Si vous avez choisi plus de trois fois l'option du « Statu quo », veuillez indiquer pourquoi.

5.11.7 Avez-vous pris en considération toutes les caractéristiques lors de votre choix de scénarios?

- Oui
- Non. Veuillez préciser :

## Section 6 : Profil du répondant

---

Merci infiniment pour votre patience, vous entamez maintenant la dernière section du questionnaire. Cette section vise à établir le profil socioéconomique des participants. Les données du rapport final seront traitées de façon confidentielle et présentées sous forme agrégée. Ces informations ne permettront donc pas d'identifier un individu en particulier.

1. Vous êtes :

- Une femme
- Un homme
- Autre

2. À quelle tranche d'âge appartenez-vous ?

- Moins de 18 ans
- Entre 18 et 24 ans
- Entre 25 et 39 ans
- Entre 40 et 54 ans
- Entre 55 et 64 ans
- 65 ans et plus

3. Quelle est votre langue maternelle ?

- Français
- Anglais
- Autre, veuillez spécifier : \_\_\_\_\_

4. Êtes-vous locataire ou propriétaire de votre résidence ?

- Locataire
- Propriétaire

5. Quel est votre lieu de résidence (ville ou municipalité) ?

\_\_\_\_\_

6. Quel est votre dernier niveau de scolarité complété :

- Primaire
- Secondaire ou DEP
- Collégial
- Universitaire de 1er cycle
- Universitaire de 2e cycle
- Universitaire de 3e cycle

7. Laquelle de ces situations représente le mieux votre foyer ? Vous vivez :

- Avec vos parents
- Avec 1 ou des colocataires
- Seul(e)
- Seul(e) avec enfant(s)
- En couple avec enfant(s)
- En couple sans enfant(s)
- Autre, veuillez préciser : \_\_\_\_\_

8. En vous incluant, combien de personnes vivent dans votre foyer ?

\_\_\_\_\_ personnes

9. Avez-vous des petits-enfants ?

- Oui
- Non
- Préfère ne pas répondre

10. En général, lorsque vous faites des achats (épicerie, magasinage, etc.), quel moyen de transport utilisez-vous ?

Je me déplace :

- À pied
- À vélo
- En voiture
- En transport en commun
- Autre, veuillez préciser : \_\_\_\_\_

11. Parmi les tranches suivantes, laquelle représente le revenu annuel total (avant impôt) de votre ménage pour l'année 2016 ?

(Pour des fins de classification seulement)

- Moins de 24 999 \$
- Entre 25 000 \$ et 49 999 \$
- Entre 50 000 \$ et 69 999 \$
- Entre 70 000 \$ et 99 999 \$
- Entre 100 000 \$ et 299 999 \$
- Plus de 300 000 \$
- Je ne désire pas répondre

12. Veuillez mettre en ordre les priorités suivantes selon leur importance pour vous.

- Éducation
- Santé
- Protection de l'environnement
- Sécurité nationale

- Économie
- Politique étrangère et aide internationale
- Autre :

13. Quelle est votre perception de la difficulté de la tâche suivante ?

Il y a un avis de non-consommation en vigueur et vous devez transporter l'eau embouteillée dont vous avez besoin pour une journée complète, de l'endroit où est situé le détaillant jusqu'à votre domicile.

- Très facile
- Assez facile
- Ni facile ni difficile
- Assez difficile
- Très difficile

14. Possédez-vous une propriété (principale ou secondaire) située près d'un lac ?

- Oui
- Non

-Remercier les participants pour leur collaboration à cette étude-

Voulez-vous être contacté.e pour vous informer d'une étude portant sur l'impact des cyanobactéries sur les activités récréatives qui aura lieu au cours de l'automne ? Si oui, veuillez nous laisser vos coordonnées à part du questionnaire.

\*Pour l'interviewer :

15. Le répondant a-t-il été questionné à son domicile ?

- Oui
- Non



## APPENDICE B

### ENQUÊTES SUR LES MÉCANISMES DE RÉTRIBUTIONS MONÉTAIRES POUR LES BIENS ET SERVICES ÉCOLOGIQUES PRODUITS PAR L'AGRICULTURE

*Questionnaire utilisé dans le cadre de la collecte de données pour le Chapitre 4.*

Partout dans le monde, l'agriculture assure un rôle fondamental de production de biens alimentaires pour l'ensemble de la population. L'agriculture est également la source de valeurs sociales, économiques, environnementales et culturelles importantes. Cependant, l'apport excessif de fertilisants généré par certaines pratiques agricoles ont des effets environnementaux importants qui impactent l'ensemble de la société (pollution des cours d'eau et efflorescences d'algues bleu-vert). Au Québec comme ailleurs, cet enjeu est de taille et nécessite de trouver des solutions innovantes au plus vite.

Cette enquête cherche à identifier les leviers et les blocages aux programmes de rétributions pour les biens et services écologiques rendus par l'agriculture au Québec. Elle est anonyme et ne vise aucunement à juger vos pratiques actuelles. Les résultats de cette enquête permettront d'alimenter les réflexions liées à la mise en place d'outils incitatifs et à la création d'outils innovants. Cette enquête est portée par une équipe de scientifiques de l'Université du Québec en Outaouais (UQO) et de l'Université de Sherbrooke.

En tant que producteur agricole, nous vous invitons vivement à remplir ce questionnaire en ligne. La durée du questionnaire est d'environ 20 minutes et constitue pour vous l'opportunité d'exprimer vos idées et désirs sur le sujet. Les résultats de cette enquête vous seront communiqués dès qu'ils seront disponibles.

**Cliquer sur « suivant » pour débiter l'enquête.**

Le formulaire de consentement présente les implications à votre éventuelle participation à la recherche pour que vous puissiez prendre une décision éclairée à ce sujet. Nous vous demandons donc de lire ce formulaire attentivement avant de débiter l'enquête.

**Après avoir pris connaissance du formulaire de consentement, je clique sur « Suivant » signifiant que j'accepte librement de participer à l'enquête.**

	<u><b>Formulaire de consentement</b></u>
<p><u>Déroulement</u> : Votre participation à ce projet consiste à répondre à une série de questions concernant vos préférences et votre avis sur l'agro-environnement, vos pratiques et votre profil socio-démographique.</p> <p><u>Confidentialité des données</u> : La confidentialité des données recueillies sera assurée conformément aux lois et règlements applicables dans la province de Québec et aux règlements et politiques de l'Université du Québec en Outaouais. Les données recueillies ne pourront en aucun cas mener à votre identification. Ces données ne seront utilisées à d'autres fins que celles décrites dans le présent formulaire. Votre confidentialité sera assurée par l'utilisation d'un code numérique. Les résultats de la recherche, qui pourront être diffusés sous forme d'article scientifique et de communications, ne permettront pas d'identifier les participants. Ces données seront conservées sous clé dans un bureau de l'université et les seules personnes qui y auront accès seront Charlène Kermagoret et Jérôme Dupras qui participent au projet de recherche. Les informations seront détruites cinq ans après le début du projet. Si vous donnez votre consentement, l'analyse des données recueillies durant l'entretien pourra servir à d'autres projets menés sur des thèmes similaires.</p> <p><u>Modalités d'interruption du questionnaire</u> : Vous pouvez interrompre votre participation à tout moment de l'enquête en quittant la page web. Cependant, le logiciel ne permet pas d'enregistrer vos réponses pour y revenir plus tard. Les questionnaires incomplets seront néanmoins considérés.</p> <p><u>Question ou plainte concernant l'éthique de la recherche</u> : Ce projet est approuvé par le Comité d'éthique de l'Université du Québec en Outaouais. Toutefois, si vous avez des questions concernant les aspects éthiques de ce projet, communiquez avec André Durivage, président du Comité d'éthique de la recherche de l'Université du Québec en Outaouais (819-595-3900 poste 1781 ou andre.durivage@uqo.ca). Si vous avez des questions concernant le projet de recherche, vous pouvez communiquer avec Charlène Kermagoret, stagiaire postdoctorale au département de sciences naturelles à l'Université du Québec en Outaouais (kerc03@uqo.ca).</p> <p><u>Engagement du chercheur</u> : Moi, Charlène Kermagoret, m'engage à procéder à cette recherche conformément à toutes les normes éthiques qui s'appliquent aux projets comportant la participation de sujets humains.</p> <p><u>Consentement à participer au projet de recherche</u> : Votre accord atteste que vous avez clairement compris les renseignements liés à votre participation au projet de recherche et indique que vous acceptez d'y participer. Elle ne signifie pas que vous acceptez d'aliéner vos droits et de libérer les chercheurs ou les responsables de leurs responsabilités juridiques ou professionnelles. Vous êtes libre de vous retirer en tout temps du projet de recherche sans préjudice. Votre participation devant être aussi éclairée que votre décision initiale de participer au projet, vous devez en connaître tous les tenants et aboutissants au cours du déroulement du projet de recherche. En conséquence, vous ne devez jamais hésiter à demander des éclaircissements ou de nouveaux renseignements au cours du projet.</p>	

1. Êtes-vous engagé dans une production végétale ?

Oui → *si oui, l'enquête continue, si non l'enquête s'arrête ici*

Non

1.1. Préciser le type de production végétale principal :

(une seule réponse possible)

- Céréales (avoine, blé, orge, maïs-grain, céréales mélangées...)
- Oléagineux et protéagineux (soya, canola, haricots secs...)
- Plantes fourragères
- Pommes de terre
- Légumes de champs
- Fruits (petits fruits, pommes...)
- Horticulture ornementale
- Autre : préciser : .....

1.2. Préciser le(s) type(s) de production végétale secondaire(s) :

(plusieurs choix possibles)

- Céréales (avoine, blé, orge, maïs-grain, céréales mélangées...)
- Oléagineux et protéagineux (soya, canola, haricots secs...)
- Plantes fourragères
- Pommes de terre
- Légumes de champs
- Fruits (petits fruits, pommes...)
- Horticulture ornementale
- Autre : préciser : .....

**Mise en situation :**

**vos choix vis-à-vis de différents types de rétributions pour biens et services écologiques**

Imaginez qu'un programme vous incite à produire des biens et services écologiques en échange d'une rétribution monétaire. Les terres éligibles pour ce programme sont les parcelles agricoles

« actives » de votre exploitation, c'est à dire celles cultivées pendant au moins deux des quatre dernières années, qu'elles vous appartiennent ou non<sup>17</sup>.

Chaque contrat proposé comporte cinq éléments :

Une pratique ou un aménagement agro-environnemental

Le promoteur du contrat

La durée de l'engagement

Le montant de la récompense

Un bonus collectif

Des contrôles peuvent être organisés pour vérifier que vous avez bien respecté les règles de votre contrat. Si ce n'est pas le cas, vous devez, selon la gravité, rembourser les montants perçus. Nous allons vous proposer 5 à 6 paires de contrats, tous différents, qui pourraient vous être proposés. Le but est, dans chaque cas, de comparer les deux contrats proposés et de choisir celui que vous préférez et que vous seriez prêt à mettre en œuvre. Si aucun de ces contrats ne vous convient, vous pouvez choisir de conserver vos pratiques actuelles. Chaque page est indépendante des autres, on se met à chaque fois dans une nouvelle situation. Nous vous rappelons que les choix faits dans ce questionnaire ne vous obligent pas à vous engager réellement, c'est un jeu qui cherche à identifier l'ensemble des préférences des producteurs agricoles participants.

---

17

Si les terres labourables ne vous appartiennent pas, imaginez que vous avez l'accord du propriétaire pour faire ce que bon vous semble.

# 1. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
 <p>Je mets en place un <b>travail de conservation des sols</b> (semis direct, chisel...)</p>	 <p>Je convertis une parcelle agricole en <b>milieu humide</b></p>
<p>Mon interlocuteur principal est un <b>organisme local</b> (Organisme de Bassin Versant - OBV, club conseil...)</p>	<p>Mon interlocuteur principal est un représentant de la <b>MRC</b> (ou de la municipalité)</p>
<p>Je m'engage sur <b>5 ans</b> (renouvelable)</p>	<p>Je m'engage sur <b>10 ans</b> (renouvelable)</p>
<p>Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>50 %</b> des coûts générés sur l'année</p>	<p>Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>150 %</b> des coûts générés sur l'année</p>
<p>Aucun bonus</p>	<p>Aucun bonus</p>

## Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

## 2. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
 <p>Je mets en place un <b>travail de conservation des sols</b> (semis direct, chisel...)</p>	 <p>Je mets en place des <b>cultures de couverture</b></p>
Mon interlocuteur principal est un représentant de la <b>MRC</b> (ou de la municipalité)	Mon interlocuteur principal est un représentant du <b>MAPAQ</b>
Je m'engage sur <b>1 an</b> (renouvelable)	Je m'engage sur <b>5 ans</b> (renouvelable)
Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>100 %</b> des coûts générés sur l'année	Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>100 %</b> des coûts générés sur l'année
Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat	Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat

### Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

### 3. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
 <p>Je mets en place des <b>cultures de couverture</b></p>	 <p>J'aménage une <b>haie brise-vent</b></p>
Mon interlocuteur principal est un représentant du <b>MAPAQ</b>	Mon interlocuteur principal est un représentant de <b>l'UPA</b>
Je m'engage sur <b>5 an</b> (renouvelable)	Je m'engage sur <b>3 ans</b> (renouvelable)
Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>50 %</b> des coûts générés sur l'année	Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>150 %</b> des coûts générés sur l'année
Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat	Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat

#### Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

#### 4. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
	
Je convertis une parcelle agricole en <b>milieu humide</b>	Je mets en place un <b>travail de conservation des sols</b> (semis direct, chisel...)
Mon interlocuteur principal est un <b>organisme local</b> (Organisme de Bassin Versant - OBV, club conseil...)	Mon interlocuteur principal est un représentant de la <b>MRC</b> (ou de la municipalité)
Je m'engage sur <b>10 ans</b> (renouvelable)	Je m'engage sur <b>1 an</b> (renouvelable)
Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>200 %</b> des coûts générés sur l'année	Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>100 %</b> des coûts générés sur l'année
Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat	Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat

#### Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

## 5. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
	
Je convertis une parcelle agricole en <b>milieu humide</b>	J'aménage une <b>haie brise-vent</b>
Mon interlocuteur principal est un représentant de la <b>MRC</b> (ou de la municipalité)	Mon interlocuteur principal est un représentant du <b>MAPAQ</b>
Je m'engage sur <b>5 ans</b> (renouvelable)	Je m'engage sur <b>1 an</b> (renouvelable)
Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>150 %</b> des coûts générés sur l'année	Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>200 %</b> des coûts générés sur l'année
Aucun bonus	Aucun bonus

### Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

## 6. Parmi les situations suivantes :

<u>Contrat 1</u>	<u>Contrat 2</u>
	
Je mets en place des <b>cultures de couverture</b>	J'aménage une <b>haie brise-vent</b>
Mon interlocuteur principal est un représentant de l' <b>UPA</b>	Mon interlocuteur principal est un représentant de la <b>MRC</b> (ou de la municipalité)
Je m'engage sur <b>10 ans</b> (renouvelable)	Je m'engage sur <b>10 ans</b> (renouvelable)
Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>100 %</b> des coûts générés sur l'année	Je reçois une <b>rétribution monétaire annuelle</b> équivalent à <b>50 %</b> des coûts générés sur l'année
Aucun bonus	Je reçois un bonus de <b>500 \$</b> si 20% des producteurs de mon bassin versant s'engagent également dans ce contrat

### Quel contrat préférez-vous ?

- Contrat 1  
 Contrat 2  
 Ni l'un ni l'autre, je préfère conserver mes pratiques actuelles

Vous avez choisi de vous engager dans une pratique, quelle superficie (en hectares) de terre agricole active seriez-vous prêt à engager dans cette mesure ?

Vous avez choisi de conserver vos pratiques actuelles, quelle en est la raison ?

- Les éléments du contrat ne me satisfaisaient pas
- Les pratiques ou aménagements ne sont pas réalisables sur mon exploitation
- Les récompenses monétaires n'étaient pas assez élevées
- Autre (veuillez préciser)

7. Les pratiques ou aménagements agro-environnementaux et situations de choix qui vous ont été proposées vous semblaient-elles réalistes?

- Oui                     Non

8. Lors de l'exercice, avez-vous considéré l'ensemble des mesures qui composait les scénarios ?

- Oui                     Non, je me suis focalisé sur une mesure particulière :
- Le type de pratiques ou aménagement agro-environnementaux
  - Le montant de la récompense
  - La fréquence du paiement
  - Le promoteur du contrat
  - Le bonus collectif

9. À combien estimez-vous le coût de mise en œuvre et de suivi de ces mesures sur votre exploitation ?

- Travail de conservation des sols (\$/ha)
- Cultures de couverture (\$/ha)
- Haies brise-vent (\$/ha)
- Conversion d'une terre en culture en milieu humide (\$/ha)

10. Au-delà de ces coûts de mise en œuvre et de suivi, quels types de coûts ces mesures pourraient-elles engendrer pour votre exploitation ?

11. Dans le cas de l'adoption d'une de ces mesures agro-environnementales (travail de conservation des sols, cultures de couverture, haies brise-vent, milieux humides) sur une partie de vos parcelles agricoles actives, reporteriez-vous la perte potentielle de production engendrée par ses mesures en intensifiant la production sur d'autres parcelles de l'exploitation ?

- Oui                     Non                     Je ne sais pas

12. Dans le cas du travail de conservation des sols, utiliseriez-vous davantage d'herbicides ?

- Oui                     Non

13. Avez-vous déjà adopté ces pratiques ou aménagements agroenvironnementaux sur votre exploitation ?

- Travail de conservation des sols
  - Préciser la superficie engagée : .....
- Cultures de couverture
  - Préciser la superficie engagée : .....
- Haies brise-vent
  - Préciser la superficie engagée : .....
- Conversion d'une terre en culture en milieu humide ?
  - Préciser la superficie engagée : .....

14. Au-delà des mesures réglementaires qui vous incombent, pratiquez-vous des mesures agro-environnementales autres que celles présentées dans les scénarios précédents?

- Oui, préciser : .....
- Non

15. Bénéficiez-vous d'un accompagnement et/ou d'une aide financière relevant de l'un des programmes suivants :

- Programme Prime-Vert
- Programme ALUS Montérégie
- Programme services-conseils en agroenvironnement → ex. Plan d'accompagnement agroenvironnemental (PAA)
- Je ne bénéficie pas de ces programmes
- Autre (veuillez préciser)

15.1. Au titre de quelle(s) mesure(s) bénéficiez-vous d'une aide financière relevant du programme Prime-Vert ?

- Acquisition et amélioration des équipements pour la réduction des risques liés aux pesticides
- Aménagement de haies brise-vent
- Aménagement de bandes riveraines élargies
- Aménagement d'ouvrages de conservation des sols

- Aménagements favorisant la biodiversité
- Gestion de la matière résiduelle organique et des effluents liquides de production végétale
- Aération des étangs d'irrigation
- Autre (veuillez préciser)

15.2. Au titre de quelle(s) mesure(s) bénéficiez-vous d'une aide financière relevant du programme ALUS Montérégie ?

- Bandes riveraines élargies, arbustives et pollinisatrices
- Haies brise-vent ou corridors de connexion
- Création ou valorisation des milieux humides
- Création ou aménagements de boisés
- Aménagements pour la biodiversité (ex. : création d'étangs, prairie fleurie)
- Autre (veuillez préciser)

16. Pratiquez-vous une agriculture certifiée biologique ?

- Oui                       Non

17. Avez-vous suivi un programme de formation spécifique à l'agro-environnement de niveau collégial (ITA + CEGEP) et/ou universitaire ?

- Oui                       Non

18. Quels sont ou pourraient être, selon vous, les principaux freins à la mise en place de mesures agro-environnementales au sein de votre exploitation :

- le temps et l'effort consacrés à la recherche d'information et à la contractualisation
- le temps et l'effort consacrés à la mise en œuvre de la mesure
- le temps et l'effort consacrés au suivi de la mise en œuvre de la mesure
- un volume de production moindre
- une baisse du chiffre d'affaire
- la nécessité d'investir dans de nouvelles machineries
- le risque que la mesure ne soit pas écologiquement efficace
- la nécessité d'intégrer avec un interlocuteur pour la mise en œuvre de la mesure

- une récompense trop faible voire absente au regard des efforts déployés
- un manque de connaissance dans ces nouvelles techniques
- un manque de clarté du contexte règlementaire
- une impossibilité de rompre le contrat
- favoriser le développement de certaines espèces (animales ou végétales) invasives ou ravageuses
- la non reconnaissance des critères environnementaux par les gouvernements
- autre, préciser : .....

19. Quels sont ou pourraient être, selon vous, les principaux avantages à la mise en place de mesures agro-environnementales au sein de votre exploitation :

- mettre en œuvre des projets que vous aviez déjà imaginés
- obtenir des revenus supplémentaires
- valoriser des terres agricoles de faible valeur agronomique
- diversifier vos activités
- revaloriser l'image des producteurs agricoles comme acteurs de la biodiversité
- apprendre de nouvelles techniques et connaissances
- contribuer à un objectif écologique
- interagir avec des interlocuteurs spécialisés
- travailler dans un environnement plus sain
- préserver les ressources (eau, sol...) au sein de sa ferme
- développer la biodiversité au sein de votre exploitation et favoriser les auxiliaires de culture
- autre, préciser : .....

20. Dans quel(s) type(s) de production êtes-vous engagé ?

- Animale (préciser)
- Forestière (préciser)
- Autre (préciser)

21. Êtes-vous engagé dans un autre type de production que la production végétale ?

- Animale (préciser)

- Forestière (préciser)
- Autre (préciser)

### **Votre profil**

22. Vous êtes :

- Un homme
- Une femme

23. Quel est votre âge?

- 18-29 ans
- 30-39 ans
- 40-49 ans
- 50-59 ans
- > 60 ans

24. 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)
- Autre situation

25. Quel est le dernier niveau de scolarité que vous avez atteint ?

- Primaire
- Secondaire
- DEP
- Collégial
- Universitaire

26. Parmi les catégories suivantes, laquelle reflète le mieux le revenu total de votre ménage avant impôt pour l'année 2017 ?

- ...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 \$
- ...entre 100 000 \$ et 149 999 \$
- ...entre 150 000 \$ et plus

27. Êtes-vous agriculteur à titre principal ?

- Oui
- Non, préciser : .....

28. Avez-vous toujours été producteur agricole ?

- Oui                       Non, préciser :.....

### **Votre exploitation**

29. A quelle fédération régionale appartenez-vous?

- |   |  |  |
|---|--|--|
| <input type="checkbox"/> Abitibi-Témiscamingue<br>Côte-Nord | <input type="checkbox"/> Bas Saint-Laurent     | <input type="checkbox"/> Capitale-Nationale- |
| <input type="checkbox"/> Centre-du-Québec                   | <input type="checkbox"/> Chaudière-Appalaches  | <input type="checkbox"/> Estrie              |
| <input type="checkbox"/> Gaspésie-Les îles                  | <input type="checkbox"/> Lanaudière            | <input type="checkbox"/> Mauricie            |
| <input type="checkbox"/> Montérégie<br>Jean                 | <input type="checkbox"/> Outaouais-Laurentides | <input type="checkbox"/> Saguenay-Lac-Saint- |

30. Quel est le code postal de votre exploitation (3 premiers numéros) ?

.....

31. Êtes-vous :

- Propriétaire des terres                       Locataire des terres                       A la fois propriétaire et locataire des terres

32. Quelle est la superficie de votre exploitation ?

- Superficie totale (incluant boisés et friches) : ..... ha  
 Superficie agricole active (les terres cultivées pendant au moins 2 des 4 dernières années) : ..... ha

33. Quel est le revenu à l'hectare associé à vos cultures ?

..... \$CAD par ha (en moyenne sur les 3 dernières années)

34. Quel est le chiffre d'affaire associé à votre exploitation ?

..... \$CAD par an (en moyenne sur les 3 dernières années)

35. Quelle quantité avez-vous vendue ?

..... \$CAD par an (en moyenne sur les 3 dernières années)

36. Combien de personnes travaillent sur votre exploitation en plus de vous ?

- personnes y travaillant à temps plein : .....
- personnes y travaillant de façon occasionnelle : .....

37. Pouvez-vous estimer les coûts de production totaux associés à votre exploitation ?

- Achat de semences : .....\$CAD en 2017
- Engrais : .....\$CAD en 2017
- Produits phytosanitaires : .....\$CAD en 2017
- Achat de matériel : .....\$CAD en 2017
- Location de matériel : .....\$CAD en 2017
- Masse salariale : .....\$CAD en 2017
- Autre : .....\$CAD en 2017

## **Impacts du changement climatique et stratégies d'adaptation mises en place**

*Pour les quelques dernières questions, nous nous intéressons aux impacts du changement climatique sur la production agricole, l'objectif étant, d'une part, d'évaluer les potentiels impacts du changement climatique et, d'autre part, d'identifier d'éventuelles stratégies d'adaptation.*

38. Avez-vous entendu parler du changement climatique ?

- Oui                       Non → passer directement à la question n° 43

39. Croyez-vous au changement climatique ?

- Oui                       Non                       Je ne sais pas (« Non » ou « Je ne sais pas » → passer directement à la question n° 43

40. Si oui, pensez-vous que les effets du changement climatique sur votre exploitation vont être :

- Négatifs                       Inexistants /nuls                       Positifs                       À la fois positifs et négatifs                       Je ne sais pas

41. Observez-vous déjà les effets du changement climatique sur vos activités agricoles / élevages ?

- Oui     Non

41.1. Si oui, lesquels :

- Mauvais rendements pour des cultures (préciser ses cultures)
- Meilleurs rendements pour des cultures (préciser ses cultures)
- Allongement de la période sans gel
- Les limites géographiques pour la culture de certaines espèces ont été repoussées
- Perte totale de la récolte
- Arrivée de nouvelles espèces de mauvaises herbes,
- Arrivée de nouvelles espèces d'insectes ravageurs

- Arrivée de nouvelles espèces de maladies
- Accentuation du phénomène de ruissellement de surface
- Erosion de sols agricoles
- Autre (préciser) : .....

42. Avez-vous modifié vos pratiques agricoles / élevages pour répondre à ces effets ?

- Oui
- Non → passer directement à la question n° 43

42.1. Si oui, préciser :

- Augmentation des quantités de pesticides nécessaires
- Augmentation des quantités d'engrais
- Changement de saisons agricoles
- Mélange de cultures
- Recours à l'irrigation
- Changement de cultures
- Aménagement des cours d'eau
- Installation de systèmes de brumisation dans les bâtiments d'élevage
- Installation de systèmes de ventilation dans les bâtiments d'élevage
- Autre (Préciser) .....

43. Selon les prévisions des experts, le Changement climatique sera accompagné par une augmentation des températures moyennes, des épisodes de chaleur excessive et de pluies intenses, la fréquence des événements climatiques extrêmes. Ses événements risquent de s'amplifier si rien n'est fait pour limiter les émissions des GES. L'agriculture est le secteur, susceptible d'être le plus touché par les effets du changement du changement climatique. Est-ce possible que vous abandonniez (partiellement ou totalement) l'agriculture pour d'autres professions ?

- Oui
- Non → passer directement à la question 44
- Je ne sais pas

43.1 Si oui, que pourriez-vous effectuer ? .....

43.2 Vous effectueriez cet emploi :

- En complément de votre activité agricole (temps partiel)

- En remplacement de votre activité agricole
- Je ne sais pas

44. Si non, que feriez-vous ?

- Augmentation des quantités de pesticides nécessaires
- Augmentation des quantités d'engrais
- Changement de saisons agricoles
- Mélange de cultures
- Recours à l'irrigation
- Changement de cultures
- Aménagement des cours d'eau
- Installation de systèmes de brumisation dans les bâtiments d'élevage
- Installation de systèmes de ventilation dans les bâtiments d'élevage
- Je ne sais pas
- Autres (Préciser) .....

45 Acceptez-vous que l'analyse des données recueillies puisse servir à d'autres projets que nous menons sur des thèmes similaires ?

- Oui*
- Non*

**Le questionnaire est terminé, merci pour votre participation !**

## RÉFÉRENCES

- Action Semis Direct. (2011). *Cultures de couverture. Les pratiques agricoles de conservation*. 16 p.  
[https://www.agrireseau.net/agriculturebiologique/documents/Cultures%20de%20couverture\\_2011.pdf](https://www.agrireseau.net/agriculturebiologique/documents/Cultures%20de%20couverture_2011.pdf)
- Adamowicz, W., Louviere, J., and Williams, M. (1994). Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of environmental economics and management*, 26, 271-292.
- Afsa, C., Blanchet, D., Marcus, V., d'Ercole, M. M., Pionnier, P., Ranuzzi, G., . . . Schreyer, P. (2008). Survey of existing approaches to measuring socioeconomic progress. Background Paper for the First Meeting of the CMEPSP
- Agriculture and Agri-Food Canada (AAC). *Land cover inventory database*. Temporal coverage 2014. Available from: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/ae61f47e-8bcb-47c1-b438-8081601fa8fe>
- Agriculture and Agri-Food Canada (AAC). (2017). Statistical Overview of the Canadian Honey and Bee Industry and the Economic Contribution of Honey Bee Pollination. [https://www.agr.gc.ca/resources/prod/doc/pdf/honey\\_2016-eng.pdf](https://www.agr.gc.ca/resources/prod/doc/pdf/honey_2016-eng.pdf)
- Ahtiainen, H., Pouta, E., Artell, J. (2015). Modelling asymmetric preferences for water quality in choice experiments with individual-specific status quo alternatives. *Water Resource Economics*, 12, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2015.10.003>
- Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., & Opdam, P. (2014). Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecology*, 29(8), 1277–1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0>
- Aldred, J. (2006). Incommensurability and monetary valuation. *Land Economics*, 82, 141–161, <http://dx.doi.org/10.3368/le.82.2.141>.
- Alliance SWITCH. (2019). *Propositions pour une économie verte, innovante et prospère*. [https://allianceswitch.ca/wp-content/uploads/2019/06/proposition\\_switch\\_mai2019.pdf](https://allianceswitch.ca/wp-content/uploads/2019/06/proposition_switch_mai2019.pdf)
- Allred, B. J., Martinez, L. R., & Gamble, D. L. (2017). Phosphate Removal from Agricultural Drainage Water Using an Iron Oxyhydroxide Filter Material. *Water Air Soil Pollut*, 228–240. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3410-9>

- 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.
- An, L. (2012). Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecological Modelling*, 229, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25, 704–726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Arbuckle, J.G., Roesch-McNally, G. (2015). Cover crop adoption in Iowa: The role of perceived practice characteristics. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70, 418–429.
- Arias-Arévalo, P., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E. (2017). Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 22, art43. <https://doi.org/10.5751/ES-09812-220443>
- Arcand, A., McIntyre, J., Sutherland, G., Wiebe, R. (2014). *Metropolitan Outlook 1: Economic Insights into 13 Canadian Metropolitan Economies: Autumn 2014*. The Conference Board of Canada, October 17 2014. 78 pages.
- Aslam, U., Termansen, M., & Fleskens, L. (2017). Investigating farmers’ preferences for alternative PES schemes for carbon sequestration in UK agroecosystems. *Ecosystem Services*, 27, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.004>
- Assemblée nationale. (2013). *Projet de loi no.397, Charte des municipalités*. Présenté par M. André Spénard, Député de Beauce-Nord. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/projets-loi/projet-loi-397-40-1.html>
- Atkins, J.P., Burdon, D., Allen, J.H. (2007). An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 591–602. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.018>
- Audet, R. (2015). Le champ des sustainability transitions : origines, analyses et pratiques de recherche. *Cahiers de Recherche Sociologique*, (58), 73. <https://doi.org/10.7202/1036207ar>

- Audet, R. (2016). Discours autour de la transition écologique. In *La transition énergétique en chantier* (pp. 11–30).
- Bagnall, J. (2014, 20 octobre). Ottawa-Gatineau economy is ready to rebound: study. *Ottawa Citizen*. <https://ottawacitizen.com/news/local-news/worst-may-be-over-for-regions-economy/>
- Bailey, I., & Wilson, G. A. (2009). Theorising transitional pathways in response to climate change: Technocentrism, ecocentrism, and the carbon economy. *Environment and Planning A*, 41(10), 2324–2341. <https://doi.org/10.1068/a40342>
- Ball-Coelho, B.B., Murray, R., Lapen, D., Topp, E., Bruin, A. (2012). Phosphorus and sediment loading to surface waters from liquid swine manure application under different drainage and tillage practices. *Agricultural Water Management*, 104, 51–61.
- Barbier, E. B. (1994). Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics*, 70(2), 155–173. <https://doi.org/10.2307/3146319>
- Barbier, E. B., Markandya, A., & Pearce, D. W. (1990). Environmental sustainability and cost-benefit analysis. *Environment and Planning A*, 22, 1259–1266. <https://doi.org/10.1068/a302069>
- Barnaud, C., Corbera, E., Muradian, R., Salliou, N., Sirami, C., Vialatte, A., & Choisis, J. (2018). Ecosystem services, social interdependencies, and collective action : a conceptual framework. *Ecology and Society*, 23(1), 1–15.
- Barnes, A. P., Toma, L., Willock, J., & Hall, C. (2013). Comparing a “budge” to a “nudge”: Farmer responses to voluntary and compulsory compliance in a water quality management regime. *Journal of Rural Studies*, 32, 448–459. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2012.09.006>
- Baró, F., Gómez-Baggethun, E., & Haase, D. (2017). Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosystem Services*, 24, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>
- Barrio, M., Loureiro, M. (2013). The impact of protest responses in choice experiments: An application to a biosphere reserve management program. *Forest Systems*, 22, 94–105. <https://doi.org/10.5424/fs/2013221-03103>
- Bartenstein, K. (2005). Les origines du concept de développement durable. *Revue juridique de l'Environnement*, 3, 289-297. [https://www.persee.fr/doc/rjenv\\_0397-0299\\_2005\\_num\\_30\\_3\\_4442](https://www.persee.fr/doc/rjenv_0397-0299_2005_num_30_3_4442)

- Bartkowski, B., Droste, N., Ließ, M., Sidemo-Holm, W., Weller, U., & Brady, M. V. (2019). Implementing result-based agri-environmental payments by means of modelling. *Preprint*, (August), 1–28.
- Bartkowski, B., & Strauch, M. (2020, March 04). “ALABAMA-ABM” (Version 1.0.0). *CoMSES Computational Model Library*. Retrieved from: <https://www.comses.net/codebases/44a79797-0af7-4df2-8a6c-4f68caa25d3c/releases/1.0.0/>
- Bastian, C.T., McLeod, D.M., Germino, M.J., Reiners, W.A., Blasko, B.J. (2002) Environmental amenities and agricultural land values: A hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40(3), 337–49.
- 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., Sudgen, R., Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques—A Manual*. Department for Transport, Edward Elgar Publishing, Inc., © The Queen’s Printer and Controller of Her Majesty’s Stationery Office 2002, 458 pages. ISBN 1 84064 919 4.
- Baveye, P. C., Baveye, J., & Gowdy, J. (2013). Monetary valuation of ecosystem services: It matters to get the timeline right. *Ecological Economics*, 95, 231–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.009>
- Baylis, K., Peplow, S., Rausser, G., Simon, L. (2008). Agri-environmental policies in the EU and the United States: a comparison. *Ecological Economics*, 65, 753–764.
- Beauchemin, S., Simard, R. R., & Cluis, D. (1998). Forms and Concentration of Phosphorus in Drainage Water of Twenty-Seven Tile-Drained Soils. *Journal of Environmental Quality*, 27(3), 721–728. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030033x>
- Beaudin, I. (2006). Revue de littérature : La mobilité du phosphore. *Centre de Référence En Agriculture et Agroalimentaire Du Québec*, 137.
- Bedient, P.B., Huber, W.C., Vieux, B.E. (2013). *Hydrology and Floodplain Analysis*. Fifth Edition, Pearson, ISBN-13: 978-0132567961.
- Beharry-Borg, N., Smart, J. C. R., Termansen, M., & Hubacek, K. (2013). Evaluating farmers’ likely participation in a payment programme for water quality protection in the UK uplands. *Regional Environmental Change*, 13(3), 633–647. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0282-9>

- Belley, S., & Gaboury-Bonhomme, M.-È. (2013). Le défi de la coordination et de l'innovation dans les collaborations intersectorielles: Le cas des services-conseils agricoles au québec. *Innovation Journal*, 18(2).
- Bennett, J., Dumsday, R., Howell, G., Lloyd, C., Sturgess, N., Van Raalte, L. (2008). The economic value of improved environmental health in Victorian rivers. *Australasian Journal of Environmental Management*, 15, 138–148. <https://doi.org/10.1080/14486563.2008.9725196>
- Bennett, J. and Blamey, R. (2001). The choice modelling approach to environmental valuation. Jeff Bennett and Russel Blamey (Eds), Edward Edgar Publishing, Inc.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Beville, S.T., Kerr, G.N., Hughey, K.F.D. (2012). Valuing impacts of the invasive alga *Didymosphenia geminata* on recreational angling. *Ecological Economics*, 82, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.004>
- Bishop, R. C. and Heberlein, T.A. (1979). Measuring values of extra-market goods: are indirect measures biased? *American journal of agricultural economics*, 61, 926–939.
- Blanco-Canqui, H.B., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W. (2015). Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal*, 107, 2449–2474. DOI: 10.2134/agronj15.0086.
- Blais, S. (2002). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol* 13, 103–110.
- Blais, S. (2015). Faits saillants - État de situation sur les cyanobactéries à la baie Missisquoi de 2000 à 2008 en lien avec les seuils provisoires pour les eaux récréatives 13 p. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/faits-saillants.pdf>
- Bowling, L.C., Blais, S., Sinotte, M. (2015). Heterogeneous spatial and temporal cyanobacterial distributions in Missisquoi Bay, Lake Champlain: An analysis of a 9 year data set. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 164–179. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.012>

- Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R., Weimer, D.L. (2011). *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. 4th ed. Boston: Pearson Education Inc.
- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M. et Vanasse, A. (2019). *Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées*. Pôle d'expertise multidisciplinaire pour la gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, Université Laval, Québec.  
[http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al\\_2019\\_Rev.litt.compl%20ete\\_A.pdf](http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al_2019_Rev.litt.compl%20ete_A.pdf)
- Bowker, J.M., Didychuk, D.D. (1994). Estimation of the Nonmarket Benefits of Agricultural Land Retention in Eastern Canada. *Agricultural Resource Economic Review*, 23(2), 218–25.
- Box, G. E. P.; Draper, N. R. (1987). *Empirical Model-Building and Response Surfaces*. John Wiley & Sons, Inc. New York, 669 pages. ISBN 0471810339.
- Boxall, P.C. (1995). The Economic Value of Lottery-Rationed Recreational Hunting. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 43, 119-131.
- Boyd, J. (2007). Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? *Ecological Economics*, 61(4), 716-723.  
 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.016>
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2–3), 616-626. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Braat, L. C. (2018). Five reasons why the Science publication “Assessing nature’s contributions to people” (Diaz et al. 2018) would not have been accepted in *Ecosystem Services*. *Ecosystem Services*, 30, A1–A2.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.002>
- 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.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- Brandle, J. and Hodges, L. (2000). *EC00-1778-X Field Windbreaks. Historical Materials from University of Nebraska-Lincoln Extension*. 4749.  
<https://digitalcommons.unl.edu/extensionhist/4749>

- Breaux, A., Farber, S., Day, J. (1995). Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment: An Economic Benefit Analysis. *Journal of Environmental Management*, 44, 285-291. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0046>
- Breuste, J., Haase, D., and Elmqvist, T. (2003). Urban Landscapes and Ecosystem Services. In: Wratten S., Sandhu, H., Cullen, R., and Costanza R., editors. *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. Wiley-Blackwell. pp. 83-104.
- Brillant, R. (2016, 18 mars). La fin du phosphore et la prévisible crise agricole. *Radio-Canada*. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/770897/phosphore-engrais-agriculture-situation>
- Broch, S. W., & Vedel, S. E. (2012). Using Choice Experiments to Investigate the Policy Relevance of Heterogeneity in Farmer Agri-Environmental Contract Preferences. *Environmental and Resource Economics*, 51, 561–581. <https://doi.org/10.1007/s10640-011-9512-8>
- Brown, T. C., Bergstrom, J. C., & Loomis, J. B. (2007). Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*, 47(2), 329–376.
- Brunette, V. (2008). Programmes incitatifs dans les bassins versants qui approvisionnent New York en eau potable. In *Colloque en agroenvironnement* (p. 9).
- Burton, R. J. F., & Schwarz, G. (2013). Result-oriented agri-environmental schemes in Europe and their potential for promoting behavioural change. *Land Use Policy*, 30(1), 628–641. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.002>
- Butler, D. (2016, 6 décembre). NCC green spaces provide \$332M in annual economic value: study. *Ottawa Citizen*. <http://ottawacitizen.com/news/local-news/ncc-green-spaces-provide-332m-in-annual-economic-value-study>
- Butler, D. (2016, 6 décembre). NCC green spaces provide \$332M in annual economic value: study. *Ottawa Sun*. <http://www.ottawasun.com/2016/12/06/ncc-green-spaces-provide-332m-in-annual-economic-value-study>
- Byström, O. (2000). The replacement value of wetlands in Sweden. *Environmental Resource Economics*, 16(4), 347–362. doi:10.1023/A:1008316619355.
- Cameron, A. and Trivedi, P. (2005). *Microeconometrics*. New York: Cambridge University Press.

- Carpenter, S.R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 10002–10005.
- Case, K. and Fair, R. (2009). *Principles of microeconomics*. Prentice Hall. 9<sup>th</sup> Edition.
- Cash, D. W., Adger, W. N., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., Olsson, P., ... Young, O. (2006). Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. *Ecology and Society*, 11(2), art8. <https://doi.org/10.5751/ES-01759-110208>
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). (2011). *Haricots secs de couleur, Budget*. AGDEX 142/821a, Septembre 2011. Références économiques. 5 pages.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). (2014a). *Fraises d'été standard (en rang nattés), Budget*. AGDEX 232/821, Février 2014. Références économiques. 10 pages.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). (2014b). *Foin de luzerne et de mil sans plante-abri, Budget*. AGDEX 121/821, Octobre 2014. Références économiques. 6 pages.
- Chaire de tourisme Transat ESG UQAM. (2017). *Étude des clientèles, des lieux de pratique et des retombées économiques et sociales des activités physiques de plein air*.
- Chan, K. M. A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., & Díaz, S. (2016). Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N. (2012). Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience*, 62, 744–756. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Chapman, M., Satterfield, T., & Chan, K. M. A. (2019). When value conflicts are barriers: Can relational values help explain farmer participation in conservation incentive programs? *Land Use Policy*, 82(July 2018), 464–475. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.017>

- Chichilnisky, G., Heal, G. (1998). Economic returns from the biosphere. *Nature*, 391, 629.
- Chouinard, F. (2015). *Plan Directeur de l'eau, Bassin versant de la Baie Missisquoi - Portrait 2015*.
- Chouinard, F., Bérubé, J., 2015. *Plan directeur de l'eau Bassin Versant de la Baie Missisquoi Diagnostic 2015*. Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi, 213 pages.
- Chouinard, H. H., Wandschneider, P. R., & Paterson, T. (2016). Inferences from sparse data: An integrated, meta-utility approach to conservation research. *Ecological Economics*, 122, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.019>
- Christen, G. et Hamman, P. (2015). *Transition énergétique et inégalités environnementales*. Études Alsaciennes et Rhénales, Presses Universitaires de Strasbourg. ISBN : 978-2-86820-524-7.
- Cialdini, R.B., Kallgren, C.A., Reno, R.R. (1990). A focus theory of normative conduct: a theoretical refinement and re-evaluation of the role of norms in human behaviors. *Advances in Experimental Social Psychology*, 24, 201-234.
- Cleaver, F., & De Koning, J. (2015). Furthering critical institutionalism. *International Journal of the Commons*, 9(1), 1–18. <https://doi.org/10.18352/ijc.605>
- Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44. <https://doi.org/10.1086/466560>
- Cochet, H. (2012). The systeme agraire concept in francophone peasant studies. *Geoforum*, 43(1), 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.04.002>
- Cochet, H., & Devienne, S. (2006). Fonctionnement et performances économiques des systèmes de production agricole: Une démarche à l'échelle régionale. *Cahiers Agricultures*, 15(6), 578–583. <https://doi.org/10.1684/agar.2006.0028>
- Cochet, H., Devienne, S., & Dufumier, M. (2007). L'agriculture comparée, une discipline de synthèse? *Économie Rurale*, (297–298), 99–112. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2043>
- Collins, A. L., Zhang, Y. S., Winter, M., Inman, A., Jones, J. I., Johnes, P. J., ... Noble, L. (2016). Tackling agricultural diffuse pollution: What might uptake of

farmer-preferred measures deliver for emissions to water and air? *Science of the Total Environment*, 547, 269–281.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.130>

Comité interministériel de concertation sur la baie Missisquoi (CICBM). (2003). *Plan d'action 2003-2009 sur la réduction du phosphore. Baie Missisquoi*.

Commission Brundtland. (1987). *Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development*. UN Documents. <http://www.un-documents.net/ocf-02.htm>

Commission Héon. (1955). *Pour la protection des Agriculteurs et des Consommateurs. Rapport du Comité d'enquête*.

Commission Européenne. (2020). Résilience des matières premières critiques: la voie à suivre pour un renforcement de la sécurité et de la durabilité. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0474&from=EN>

Commission sur l'Avenir de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire Québécois (CAAAQ). (2008). *Agriculture et agroalimentaire: assurer et bâtir l'avenir*. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-00580-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-00580-0_3)

Compton, J.E., Harrison, J.A., Dennis, R.L., Greaver, T.L., Hill, B.H., Jordan, S.J., Walker, H., Campbell, H. V. (2011). Ecosystem services altered by human changes in the nitrogen cycle: A new perspective for US decision making. *Ecological Letters*, 14, 804–815. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01631.x>

Comtois, S., and Turgeon, B., 2008. Propos sur le régime juridique de l'eau au Québec. In C. Choquette and A. Létourneau (éd.) *La gouvernance de l'eau au Québec*, Montréal, Éditions Multi- Monde, pp. 99-124.

Cong, R.-G., Smith, H. G., Olsson, O., & Brady, M. (2014). Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics*, 99, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.01.007>

Conseil de gestion du Fonds vert (CGFV). (2018). *Recommandations sur les ajustements budgétaires à apporter au Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques*.

- Conseil du trésor du Canada (CTC). (2007). *Guide d'analyse coûts-avantages pour le Canada : Propositions de réglementation*.
- Corneau, M. (2020, 17 octobre). Autonomie alimentaire : le Québec exporte-t-il trop? *Radio-Canada*. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1741384/industrie-covid-autonomie-alimentaire-quebec-exportation>
- Correll, D.L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27, 261–266. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700020004x
- Coskun, D., Britto, D., Shi, W. et Kronzucker, H.J. (2017). Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nature Plants*, 3, 17074. <https://doi.org/10.1038/nplants.2017.74>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Croitoru L. (2007). How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics*, 9(5), 536-545. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2006.04.001>
- D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähtinen, K., Korhonen, J., ... Toppinen, A. (2017). Green, circular, bio economy: a comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production*, 168, 716–734. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053>
- D'Emden, F.H., Llewellyn, R.S., Burton, M.P. (2006). Adoption of conservation tillage in Australian cropping regions: an application of duration analysis. *Technological Forecasting and Social Change*, 73, 630–647.
- Dachary-Bernard, J. (2004). *Approche multi-attributs pour une évaluation économique du paysage*. Université Montesquieu - Bordeaux IV.
- Dachary-Bernard, J. (2007). La méthode des choix multi-attributs appliquée aux 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(4), 846–854. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.002>

- Daigle / Saire. (2013). *Étude sur la performance économique des pourvoiries du Québec – année 2011*. 68 p. [https://www.pourvoiries.com/wp-content/uploads/2013/10/Evolution-economique\\_Performance-economique\\_2011.pdf](https://www.pourvoiries.com/wp-content/uploads/2013/10/Evolution-economique_Performance-economique_2011.pdf)
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21–28. <https://doi.org/10.1890/080025>
- Daloglu, I., Nassauer, J. I., Riolo, R., & Scavia, D. (2014). An integrated social and ecological modeling framework — impacts of agricultural conservation practices on water quality. *Ecology and Society*, 19(3), 12.
- Daly, H.E. (1991). Elements of Environmental Macroeconomics. In R-Costanza (ed.), *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press.
- Daly, H. E., Cobb, J. B., & Cobb, C. W. (1989). For the common good: Redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future. Boston: Beacon Press.
- Daly, H. E., & Cobb, J.B. (1994). For the common good: Redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future (updated and expanded). Beacon Press.
- Daly, H., Farley, J. (2010). *Ecological Economics: Principles and Applications*: 2nd edition, 1st ed. Island Press, Washington, DC, p. 450.
- Daouda, O., & Bryant, C. R. (2016). Analysis of Power Relations among Actors and Institutions in the Process of Agricultural Adaptation to Climate Change and Variability from the Diffusion of Innovations Perspective. In C. R. B. et al. (eds.) (Ed.), *Agricultural Adaptation to Climate Change* (pp. 27–51). Springer International Publishing Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-31392-4>
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

- de Groot, J. I. M., & Steg, L. (2008). Value Orientations to Explain Beliefs Related to Environmental Significant Behaviour. *Environment and Behaviour*, 40(3), 330–354.
- Decker, A.M., Clark, A.J., Meisinger, J.J., Mulford, F.R., and McIntosh, M.S. (1994). Legume Cover Crop Contributions to No-Tillage Corn Production. *Agronomy Journal*, 86, 126-135. DOI: 10.2134/agronj1994.00021962 008600010024x
- Defrance, P. (2015). Chapter 24 Financial Compensation for Environmental Services: The Case of the Evian Natural Mineral Water (France). In *Use of Economic Instruments in Water Policy: Insights from International Experience* (pp. 337–349). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2>
- Defrancesco, E., Gatto, P., & Mozzato, D. (2018). To leave or not to leave? Understanding determinants of farmers' choices to remain in or abandon agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, 76(February), 460–470. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.026>
- Del Degan Massé (DDM). (2010). *Gatineau Park Ecosystem Conservation Plan*. Report presented to the National Capital Commission. 178 pages.
- Derissen, S., Quaas, M.F. (2013). Combining performance-based and action-based payments to provide environmental goods under uncertainty. *Ecological Economics*, 85, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.11.001>
- Deshaies, T. (2020, 10 août). Algues bleu-vert : les interventions de l'État jugées insuffisantes. *Radio-Canada*. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1725393/algues-bleu-vert-cyanobacteries-sebastien-sauve-etat-inspections-toxines-lac-eau-environnement-estrie-fleur>
- Drechsler, M. (2017). Performance of Input- and Output-based Payments for the Conservation of Mobile Species. *Ecological Economics*, 134, 49–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.022>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Diaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martin-Lopez, B., Watson, R. T., Molnar, Z., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

- Dillman, D. A., Phelps, G., Tortora, R., Swift, K., Kohrell, J., Berck, J., & Messer, B. L. (2009). Response rate and measurement differences in mixed-mode surveys using mail, telephone, interactive voice response (IVR) and the Internet. *Social Science Research*, 38(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2008.03.007>
- Dobbs, T. (2006). *Working Lands Agri-Environmental Policy Options and Issues for the Next United States Farm Bill*. Economic Staff Paper 2006-3. Department of Economics, South Dakota State University, pp. 1–37.
- Dodd, R. J., & Sharpley, A. N. (2016). Conservation practice effectiveness and adoption : unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 373–392. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9748-8>
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., ... Thornbrugh, D. J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43(1), 12–19. <https://doi.org/10.1021/es801217q>
- Dubé, K. (2012). *Les Cyanobactéries Au Québec : La Problématisation D’Un Phénomène Naturel*. Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l’Université Laval, maîtrise en anthropologie, Faculté des sciences sociales, Université Laval, 223 pages.
- Duchaine, S., Vadnais, S., Jacques, G. (2017). Interdiction de l’utilisation de poisons appâts: Des pertes touristiques à prévoir dans l’ouest du Québec. 31 mars 2017. Fédération des pourvoires du Québec, Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs, Aire faunique du lac Saint-Pierre. <http://www.fedecp.com/nouvelles/2017/interdiction-de-l-utilisation-de-poissons-app%C3%A1ts-des-pertes-touristiques-a-prevoir-dans-l-ouest-du-quebec/>
- Dunderdale, J. A. L., & Morris, J. (1997). The Benefit: Cost Analysis of River Maintenance. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management*, 11, 423–430.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>
- Dupont, D. (2006). Agriculture et Agroalimentaire au Québec : Du Projet Nationaliste des clercs à L’insertion de L’agriculture dans le Complexe Agroalimentaire Mondial. In: Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec.

- Dupras J. (2014). *Évaluation économique des services écosystémiques dans la région de Montréal : analyse spatiale et préférences exprimées*. Université de Montréal. <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/11333>
- Dupras, J., & Alam, M. (2015). Urban Sprawl and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy & Planning*, 17(2), 180–200. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2014.927755>
- Dupras, J., Alam, M., & Revéret, J.-P. (2015a). Economic value of Greater Montreal's non-market ecosystem services in a land use management and planning perspective. *The Canadian Geographer / Le Géographe Canadien*, 59(1), 93–106. <https://doi.org/10.1111/cag.12138>
- Dupras, J., Drouin, C., André, P., & Gonzalez, A. (2015b). Towards the Establishment of a Green Infrastructure in the Region of Montreal (Quebec, Canada). *Planning Practice and Research*, 30(4), 355–375. <https://doi.org/10.1080/02697459.2015.1058073>
- Dupras, J., Laurent-Lucchetti, J., Revéret, J. P., & DaSilva, L. (2017). Using contingent valuation and choice experiment to value the impacts of agri-environmental practices on landscapes aesthetics. *Landscape Research*, 6397(June), 1–17. <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1332172>
- Dupras, J., Patry, C., Tittler, R., Gonzalez, A., Alam, M., & Messier, C. (2016). Management of vegetation under electric distribution lines will affect the supply of multiple ecosystem services. *Land Use Policy*, 51, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.11.005>
- Dupras, J., Revéret, J.-P., He, J. (2013). *L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements*. Ouranos. 218.
- Dupras, J., Revéret, J.P. (eds.). (2015). *Nature et économie : un regard sur les écosystèmes du Québec*. Presses de l'Université du Québec, 314 p.
- Easterby-Smith, M. (1980). The design, analysis and interpretation of repertory grids. *International Journal of Man-Machine Studies*, 13, 3–24.
- Eastman, M., Gollamudi, A., Stämpfli, N., Madramootoo, C. A., & Sarangi, A. (2010). Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec,

- Canada. *Agricultural Water Management*, 97(5), 596–604.  
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.11.010>
- Edmonds, B., Le Page, C., Bithell, M., Chattoe-Brown, E., Grimm, V., Meyer, R., ... Squazzoni, F. (2019). Different Modelling Purposes. *JASSS*, 22(3), 6.
- Ellis D. (2009). *Guide d'intervention pour les propriétaires, les exploitants ou les concepteurs de stations de production d'eau potable municipales aux prises avec une problématique de fleurs d'eau de cyanobactéries*, in: D. d. l. p. d. l'eau (Ed.), Gouvernement du Québec, Québec. pp. 46 p.  
<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/guide-mun.pdf>
- Émond, J. (2018, 3 février). L'interdiction d'utiliser des appâts vivants dérange les pêcheurs sur glace. *Radio-Canada*. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1082039/interdiction-appats-vivants-derange-pecheurs-glace>
- Emond, N. (2015). La gestion intégrée de la ressource-eau au Québec : prolégomènes sur les mutations et la fixité de l'espace institutionnel. *Recherches Sociographiques*, 56(3), 353–379. <https://doi.org/10.7202/1034211ar>
- Engel, Druschke, C. G., & Secchi, S. (2014). The impact of gender on agricultural conservation knowledge and attitudes in an Iowa watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(2), 95–106. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.2.95>
- Environics Research. (2017). *Gatineau Park Visitor and Economic Impact Study Final Report*. Report Presented to the National Capital Commission. 56 pages. Available from: [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_ccn-ncc/W93-38-2017-eng.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_ccn-ncc/W93-38-2017-eng.pdf)
- Environment and Climate Change Canada (ECCC). (2016) Technical Update to Environment and Climate Change Canada's Social Cost of Greenhouse Gas Estimates. 44 pages.
- Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., & Dupraz, P. (2013). Identifying additional barriers in the adoption of agri-environmental schemes: The role of fixed costs. *Land Use Policy*, 31, 526–535. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.08.016>
- Ewig, R. (1997). Is Los Angeles-style sprawl desirable? *Journal of the American Planning Association*, 63(1), 107-126.
- EXXEP. (2004). *Gestion de la qualité de l'eau à la baie Missisquoi : Regard sur les solutions*. 136 p.

- Farber, S. (1996). Welfare loss of wetlands disintegration: A Louisiana study. *Contemporary Economic Policy*, 14(1), 92-106. <https://doi.org/10.1111/j.1465-7287.1996.tb00606.x>
- Farley, J., Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060–2068.
- Farley, J. (2012). Ecosystem services: The economics debate. *Ecosystem Services*, 1, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.002>
- Fédération des chambres immobilières du Québec (FCIQ), 2014. *Les propriétés de villégiature au Québec*. [https://www.fciqu.ca/pdf/mot\\_economiste/me\\_102014\\_fr.pdf](https://www.fciqu.ca/pdf/mot_economiste/me_102014_fr.pdf)
- Fernandez-Mena, H., Gaudou, B., Pellerin, S., Macdonald, G. K., & Nesme, T. (2019). Flows in Agro-food Networks (FAN): An agent-based model to simulate local agricultural material flows. *Agricultural Systems*, (February), 102718. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102718>
- Fetridge, E. D., Ascher, J. S., & Langellotto, G. A. (2008). The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the Entomological Society of America*, 101(6), 1067–1077. <https://doi.org/10.1603/0013-8746-101.6.1067>
- Folke, C. (1991). The Societal Value of Wetland Life-Support. In: Folke C., Kåberger T. (eds) *Linking the Natural Environment and the Economy: Essays from the Eco-Eco Group*. Ecology, Economy & Environment, vol 1. Springer, Dordrecht. pp. 141-171.
- Fox, G., Dickson, E.J. (1990). The Economics of Erosion and Sediment Control in Southwestern Ontario. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 38, 23–44. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7976.1990.tb03447.x>
- La Financière Agricole Québec (FADQ). (2015). *Avoine Janvier à Décembre 2013, Coût de production, Revenu stabilisé et compensation d'assurance stabilisation*. Direction principale du développement des programmes en assurance. Lévis. 3 pages.
- La Financière Agricole Québec (FADQ). (2015a). *Blé d'alimentation humaine Janvier à Décembre 2013, Coût de production, Revenu stabilisé et compensation d'assurance stabilisation*. Direction principale du développement des programmes en assurance. Lévis. 3 pages.

- La Financière Agricole Québec (FADQ). (2015b). *Maïs Janvier à Décembre 2013, Coût de production, Revenu stabilisé et compensation d'assurance stabilisation*. Direction principale du développement des programmes en assurance. Lévis. 3 pages.
- La Financière Agricole Québec (FADQ). (2015c). *Orge Janvier à Décembre 2013, Coût de production, Revenu stabilisé et compensation d'assurance stabilisation*. Direction principale du développement des programmes en assurance. Lévis. 3 pages.
- La Financière Agricole Québec (FADQ). (2015d). *Soya Janvier à Décembre 2013, Coût de production, Revenu stabilisé et compensation d'assurance stabilisation*. Direction principale du développement des programmes en assurance. Lévis. 3 pages.
- La Financière Agricole du Québec (FADQ). (2020). *Enquête annuelle des prix aux producteurs*. (Excel spreadsheet). <https://www.pgq.ca/programmes-et-services/economie/securete-du-revenu/historique-de-prix-de-la-financiere-agricole-du-quebec/>
- Filatova, T., Verburg, P. H., Parker, D. C., & Stannard, C. A. (2013). Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environmental Modelling and Software*, 45, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.017>
- Fish, R., Church, A., & Winter, M. (2016). Conceptualising cultural ecosystem services: a novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21(January 2015), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.002>
- Fleurbaey, M., & Blanchet, D. (2013). *Beyond GDP: Measuring welfare and assessing sustainability*. New York: Oxford University Press.
- Forti, V., Baldé, C.P., Kuehr, R., Bel, G. (2020). *The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential*. United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Rotterdam. [https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Documents/Toolbox/GEM\\_2020\\_def.pdf](https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Documents/Toolbox/GEM_2020_def.pdf)
- Front commun pour la transition Énergétique. (2019). *Projet Québec Zen zéro émission nette*. <https://www.pourlatransitionenergetique.org/feuille-de-route-quebec-zen/>

- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1994). The Worth of a Song Bird: Ecological Economics as a Post-Normal Science. *Ecological Economics*, 10, 197–207.
- Gaboury-Bonhomme, M.-È. (2011). Évolution de la gouvernance et des politiques de services-conseils agricoles au Québec (Canada). *Cahiers Agricultures*, 20(5), 359–363. <https://doi.org/10.1684/agr.2011.0513>
- Gaddis, E. J. B., Falk, H. H., Ginger, C., & Voinov, A. (2010). Effectiveness of a participatory modeling effort to identify and advance community water resource goals in St. Albans, Vermont. *Environmental Modelling and Software*, 25(11), 1428–1438. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.004>
- Gagné, G., Gendreau-Martineau, F., West, G. E., Ducruc, S., & Laurent, M.-C. (2018). *Enquête sur le rapport aux bonnes pratiques agroenvironnementales (BPA) des producteurs agricoles québécois et les facteurs l'influençant*. Numéro du projet : PV-3.2-2015-007, 119 p.
- Gagné, L. (Non publié). *The Social Discount Rate : Overestimated Growth Misinforms Policy*. 1–35.
- Galliano, D., Lallau, B. & Touzard, J. (2017). Coexistences et transitions dans l'agriculture. *Revue Française de Socio-Économie*, 1(1), 23-30. <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0023>
- Ganbazo, G. et al. (2006). *Contrôle de la pollution diffuse d'origine agricole : quelques ré-flexions basées sur la modélisation de scénarios de pratiques agricoles pour atteindre le critère du phosphore pour la prévention de l'eutrophisation dans la rivière aux Brochets*. MDDEP, fiche no 5, 10 p.
- Garnache, C., Swinton, S. M., Herriges, J. A., Lupi, F., & Stevenson, R. J. (2016). Solving the phosphorus pollution puzzle: Synthesis and directions for future research. *American Journal of Agricultural Economics*, 98(5), 1334–1359. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaw027>
- Garneau, M., & van Bellen, S. (2016). *Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec*.
- Garrod, G.D., and Willis, K.G. (1997). The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study. *Ecological Economics*, 21(1), 45-61. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00092-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00092-4)

- Gauvreau, C. (2019, 21 mars). Lac Bromont : une santé restaurée. *Actualités UQAM*. <https://www.actualites.uqam.ca/2019/restauration-lac-bromont-succes-spectaculaire>
- Gertler, M., Jaffe, J. A., & Beckie, M. A. (2018). Duelling discourses of sustainability: Neo-conventional and organic farming on the Canadian Prairies. In D. H. Constance, J. Konefal, & M. Hatanaka (Eds.), *Contested Sustainability Discourses in the Agrifood System* (pp. 162–186). New York and London: Routledge Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.4324/9781315161297>
- Giełda-Pinas, K., Ligmann-Zielińska, A., & Zwoliński, Z. (2015). Land use and land cover changes simulated with agent-based modelling for water conservation at catchment scale. *Limnological Review*, *15*(3), 95–105. <https://doi.org/10.2478/limre-2015-0011>
- Gimona, A., & Polhill, J. G. (2011). Exploring robustness of biodiversity policy with a coupled meta community and agent-based model. *Journal of Land Use Science*, *6*(2–3), 175–193. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.558601>
- Goldman-Benner, R. L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Daily, G., Kareiva, P., ... Ramos, A. (2012). Water funds and payments for ecosystem services: Practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, *46*(1), 55–63. <https://doi.org/10.1017/S0030605311001050>
- Gordon, D., and Scott, R. (2008). Ottawa's Greenbelt Evolves from Urban Separator to Key Ecological Planning Component, in *Urban Green Belts in the Twenty-first Century*, Edited by Marco Amati, Ashgate, pp. 129-147.
- 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*(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gómez-Baggethun, E., & Ruiz-Pérez, M. (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, *35*(6), 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- Gouvernement du Québec. (2002). *L'eau. La vie. L'avenir. Politique Nationale de l'eau*. 103 pages.
- Gouvernement du Québec. (2008). *Plan d'action 2006-2012 Le Québec et les changements climatiques Un défi pour l'avenir*.

[http://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/plan\\_action/2006-2012\\_fr.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/plan_action/2006-2012_fr.pdf)

Gouvernement du Québec. (2016). *Politique énergétique 2030 L'énergie des Québécois Source de croissance*. <https://mern.gouv.qc.ca/energie/politique-energetique/>

Gouvernement du Québec. (2018). *Plan directeur en transition, innovation et efficacité énergétique 2018-2023*. [https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/plan-directeur/TEQ\\_PlanDirecteur\\_web.pdf](https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/plan-directeur/TEQ_PlanDirecteur_web.pdf)

Gouvernement du Québec. (2021). *Culture des grains (céréales et oléagineux)*. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/productions-agricoles/culture-grains-cereales-oleagineux/>

Government of Canada. (2006). *Les échanges de crédits de qualité de l'eau peuvent-ils contribuer à lutter contre les sources de pollution agricole au Canada? : Rapport de projet*. Projet de recherche sur les politiques, Ottawa. <http://publications.gc.ca/site/eng/9.632779/publication.html>

Goyette, J.-O., Bennett, E. M., Howarth, R. W., & Maranger, R. (2016). Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub-basin over 110 years and impacts on riverine export. *Global Biogeochemical Cycles*, 30, 1000–1014. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13280>

Goyette, J.-O., Bennett, E. M., & Maranger, R. (2018). Low buffering capacity and slow recovery of anthropogenic phosphorus pollution in watersheds. *Nature Geoscience*, 11(12), 921–925. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0238-x>

Greco, S., Munda, G. (2017). Multiple criteria evaluation in environmental policy analysis. In *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 311-320.

Greiner, R., Patterson, L., Miller, O. (2009). Motivations, risk perceptions and adoption of conservation practices by farmers. *Agricultural Systems*, 99, 86–104.

Greiner, R. (2015). Motivations and attitudes influence farmers' willingness to participate in biodiversity conservation contracts. *Agricultural Systems*, 137, 154–165. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.005>

- Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL). (2007). *Les cyanobactéries dans les lacs québécois : Un portrait de la situation selon les chercheurs du GRIL*. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique, 28 juin 2007, 10 p; révisé en avril 2008.
- Grimm, V., Revilla, E., Berger, U., Jeltsch, F., Mooij, W. M., Railsback, S. F., ... DeAngelis, D. L. (2005). Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: Lessons from ecology. *Science*, 310(5750), 987–991. <https://doi.org/10.1126/science.1116681>
- Grimm, V., Berger, U., DeAngelis, D. L., Polhill, J. G., Giske, J., & Railsback, S. F. (2010). The ODD protocol: A review and first update. *Ecological Modelling*, 221(23), 2760–2768. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.019>
- Guay-Poliquin, C. (Déc. 2016- Janv 2017). Un plan d'action pour sauver le lac Champlain? *Le Saint-Armand*. <https://journalstarmand.com/un-plan-daction-pour-sauver-le-lac-champlain/>
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., ... Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), 7348–7355. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503751112>
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2008). *England's terrestrial ecosystem services and the rationale for an ecosystem approach*. DEFRA, [www.ecosystems-services.org.uk](http://www.ecosystems-services.org.uk)
- Hajkovicz, S., Collins, K., & Cattaneo, A. (2009). Review of agri-environment indexes and stewardship payments. *Environmental Management*, 43(2), 221–236. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9170-y>
- Hall, P. A. (1993). Policy Paradigms, Social Learning, and the State: The Case of Economic Policymaking in Britain. *Comparative Politics*, 25(3), 275. <https://doi.org/10.2307/422246>
- Hanley, N., Mourato, S. and Wright, R. E. (2001). Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of economic surveys*, 15(3), 435- 462.
- Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., ... Pauleit, S. (2015). The uptake of the ecosystem services concept in

- planning discourses of European and American cities. *Ecosystem Services*, 12, 228–246. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.013>
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, 1243–1248.
- Hausknot, D. (2017). Degrowth and Democracy. In *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 457-466.
- Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A., & Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14, 12–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.001>
- He, J., Dupras, J., & Poder, T. G. (2017). The value of wetlands in Quebec: a comparison between contingent valuation and choice experiment. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 51–78. <https://doi.org/10.1080/21606544.2016.1199976>
- He, J., Moffette, F., Fournier, R., Revéret, J. P., Théau, J., Dupras, J., ... Varin, M. (2015). Meta-analysis for the transfer of economic benefits of ecosystem services provided by wetlands within two watersheds in Quebec, Canada. *Wetlands Ecology and Management*, 23, 707–725. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9414-6>
- Hein L. (2011). Economic benefits generated by protected areas: The case of the Hoge Veluwe Forest, the Netherlands. *Ecology and Society*, 16(2).
- Hensher D.A., Rose J.M. and Greene W.H. (2005). Applied Choice Analysis. A Primer, Cambridge, Cambridge University Press, 717 p.
- Hernández-Prieto, M. A., Semeniuk, T. A., & Futschik, M. E. (2014). Toward a systems-level understanding of gene regulatory, protein interaction, and metabolic networks in cyanobacteria. *Frontiers in Genetics*, 5(JUL), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fgene.2014.00191>
- Herzon, I., Birge, T., Allen, B., Povellato, A., Vanni, F., Hart, K., ... Pražan, J. (2018). Time to look for evidence: Results-based approach to biodiversity conservation on farmland in Europe. *Land Use Policy*, 71(April 2017), 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.011>
- Hicks, J.R. (1940). The Valuation of the Social Income. *Econometrica*, 7(26), 103-124.

- Himes, A., & Muraca, B. (2018). Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 35, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.09.005>
- Hirabayashi S. (2014). *i-Tree Canopy Air Pollutant Removal and Monetary Value Model Descriptions*.
- Hoffman, S. D., & Duncan, G. J. (2009). Multinomial and Conditional Logit Discrete-Choice Models in Demography Author ( s ): Saul D . Hoffman and Greg J . Duncan Published by : Population Association of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2061541>, 25(3), 415–427.
- Hopkins, R. (2008). *The Transition Handbook: From Oil Dependency to Local Resilience*, Cambridge, Green Books.
- Howard, E. (1898). *Tomorrow: a Peaceful Path to Real Reform*. Swan Sonnenschein, London. (2<sup>nd</sup> edition 1945, entitled *Garden Cities of Tomorrow*. Faber, London.)
- Howarth, R.B. (2017). Future generations, in *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 256-264.
- Huber, R., Briner, S., Peringer, A., Lauber, S., Seidl, R., Widmer, A., ... Hirschi, C. (2013). Modeling Social-Ecological Feedback Effects in the Implementation of Payments for Environmental Services in Pasture-Woodlands. *Ecology And Society*, 18(2), 18. <https://doi.org/10.5751/>
- Huber, R., Bakker, M., Balmann, A., Berger, T., Bithell, M., Brown, C., ... Finger, R. (2018). Representation of decision-making in European agricultural agent-based models. *Agricultural Systems*, 167(September 2017), 143–160. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.007>
- Hughes, C., & Nielsen, S. E. (2019). “Bear are only the Lightning Rod”: Ongoing Acrimony in Alberta’s Grizzly Bear Recovery. *Society & Natural Resources*, 32(1), 34–52. <https://doi.org/10.1080/08941920.2018.1502853>
- Hunter, P. D., Hanley, N., Czajkowski, M., Mearns, K., Tyler, A. N., Carvalho, L., & Codd, G. A. (2012). The effect of risk perception on public preferences and willingness to pay for reductions in the health risks posed by toxic cyanobacterial blooms. *Science of the Total Environment*, 426, 32–44. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.017>
- Ingram, J., Gaskell, P., Mills, J., & Short, C. (2013). Incorporating agri-environment schemes into farm development pathways: A temporal analysis of farmer

- motivations. *Land Use Policy*, 31, 267–279.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.07.007>
- Inman, A., Winter, M., Wheeler, R., Vain, E., Lovett, A., Collins, A., ... Cleasby, W. (2018). An exploration of individual, social and material factors influencing water pollution mitigation behaviours within the farming community. *Land Use Policy*, 70(December 2016), 16–26.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.042>
- Institut EDDEC. 2020. <http://instituteddec.org/le-projet/>
- International Finance Corporation (IFC). (2012). *Performance Standard 6 Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources*. Retrieved on April 23, 2017, [http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/bff0a28049a790d6b835faa8c6a8312a/PS6\\_English\\_2012.pdf?MOD=AJPERES](http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/bff0a28049a790d6b835faa8c6a8312a/PS6_English_2012.pdf?MOD=AJPERES)
- International Panel of Experts on Sustainable Food Systems (IPES Food). (2016). *De l'uniformité à la diversité. Changer de paradigme pour passer de l'agriculture industrielle à des systèmes agroécologiques diversifiés*.
- IPES Food. (2017). *Too big to feed. Exploring the impacts of mega-mergers, consolidation and concentration of power in the agri-food sector. International Panel of experts on sustainable food systems*. Retrieved from <http://www.ipes-food.org/reports/>
- IPES-Food. (2018). *Breaking away from industrial food and farming systems: Seven case studies of agroecological transition*. Retrieved from [http://www.ipes-food.org/\\_img/upload/files/CS2\\_ExecutiveSummary.pdf](http://www.ipes-food.org/_img/upload/files/CS2_ExecutiveSummary.pdf)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019): Summary for Policymakers. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

- Institut de la statistique du Québec (ISQ). (2016). *Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par région administrative*. [http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/agriculture/grandes-cultures/gc\\_2015.htm](http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/agriculture/grandes-cultures/gc_2015.htm)
- Institut de la Statistique du Québec (ISQ) et Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). (2019). *Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec - Édition 2018*. 135 pages.
- ISQ et MAPAQ. (2020). *Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec - Édition 2019*. 155 pages.
- ISQ. (2021). *Résultats de l'Enquête sur la population active pour le Québec*. Données désaisonnalisées de janvier 2021, [En ligne], Québec, L'Institut, 6 p. [statistique.quebec.ca/fr/fichier/resultats-de-lenquete-sur-la-population-active-pour-le-quebec-donnees-desaisonnalisees-de-janvier-2021.pdf].
- Jacobs, S., Martín-López, B., Barton, D. N., Dunford, R., Harrison, P. A., Kelemen, E., ... Smith, R. (2018). The means determine the end – Pursuing integrated valuation in practice. *Ecosystem Services*, 29, 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.011>
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E., & Neal, C. (2013). Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and “Postnormal” Science. *Journal of Environment Quality*, 42, 295–304. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0085>
- Jenkins, W. A., Murray, B. C., Kramer, R. A., & Faulkner, S. P. (2010). Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 69(5), 1051–1061. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.022>
- Johansson-Stenman, O., & Svedsäter, H. (2012). Self-image and valuation of moral goods: Stated versus actual willingness to pay. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 84(3), 879–891. <https://doi.org/10.1016/j.jebo.2012.10.006>
- 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. <https://doi.org/10.1068/a3327>

- Johnston, A. M., & Bruulsema, T. W. (2014). 4R Nutrient Stewardship for Improved Nutrient Use Efficiency. *Procedia Engineering*, *83*, 365–370. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.09.029>
- Jones, J. I., Murphy, J. F., Anthony, S. G., Arnold, A., Blackburn, J. H., Duerdoth, C. P., ... Skates, J. (2017). Do agri-environment schemes result in improved water quality? *Journal of Applied Ecology*, *54*(2), 537–546. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12780>
- Jones L, Norton L, Austin Z, Browne AL, Donovan D, Emmett BA, et al. (2016). Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land use policy*, *52*, 151–62.
- Jones, N. A., Ross, H., Lynam, T., Perez, P., & Leitch, A. (2011). Mental models: An interdisciplinary synthesis of theory and methods. *Ecology and Society*, *16*, 46.
- Kalcic, M.M., Frankenberger, J., Chaubey, I., Prokopy, L., Bowling, L. (2015). Adaptive Targeting: Engaging Farmers to Improve Targeting and Adoption of Agricultural Conservation Practices. *Journal of the American Water Resources Association*, *51*, 973–991.
- Kaldor, N. (1939). Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility. *Economic Journal*, *49*(159), 549-552.
- Kallis, G., & Swyngedouw, E. (2017). Do Bees Produce Value? A Conversation Between an Ecological Economist and a Marxist Geographer. *Capitalism, Nature, Socialism*, 1–15. <https://doi.org/10.1080/10455752.2017.1315830>
- Kara, E., Ribaudo, M., Johansson, R.C. (2008). On how environmental stringency influences adoption of best management practices in agriculture. *Journal of Environmental Management*, *88*, 1530–1537.
- Kareiva, P.M. (2011). *Natural Capital: Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York, p. 365.
- Kenter, J. O. (2016). Integrating deliberative monetary valuation, systems modelling and participatory mapping to assess shared values of coastal ecosystem services. *Ecosystem Services*, *21*, 291–307. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.010>
- Kenter, J.O. (2017). Deliberative monetary valuation. In *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 351-361.

- Kenter, J. O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K. N., ... Williams, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics*, *111*, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.006>
- Kermagoret, C., Dupras, J. (2018). Coupling spatial analysis and economic valuation of ecosystem services to inform the management of an UNESCO World Biosphere Reserve. *PLoS ONE*, *13*(11), e0205935. [doi.org/10.1371/journal.pone.0205935](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205935)
- Kieta, K. A., & Owens, P. N. (2019). Phosphorus release from shoots of *Phleum pretense* L. after repeated freeze-thaw cycles and harvests. *Ecological Engineering*, *127*(December 2018), 204–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.024>
- King, K. W., Williams, M. R., Macrae, M. L., Fausey, N. R., Frankenberger, J., Smith, D. R., ... Brown, L. C. (2015). Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. *Journal of Environment Quality*, *44*(2), 467. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0163>
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Johnson, L. T., & Doody, D. G. (2015). Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. *Ambio*, *44*(Suppl. 2), S297–S310. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0631-2>
- Knetsch, J. L. and Sinden, J. A. (1984). Willingness to pay and compensation demand: experimental evidence of an unexpected disparity in measures of value. *Quarterly journal of economics*, *99*(3), 507-521.
- Kniivilä, 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. <https://doi.org/10.1078/1104-6899-00008>
- Knoll, L.B., Sarnelle, O., Hamilton, S.K., Kissman, C.E.H., Wilson, A.E., Rose, J.B., and Morgan, M.R. 2008. Invasive zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) increase cyanobacterial toxin concentrations in low-nutrient lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, *65*(3), 448–455. doi:10.1139/f07-181.
- Knowler, D.J., MacGregor, B.W., Bradford, M.J., & Peterman, R.M. (2003). Valuing freshwater salmon habitat on the west coast of Canada. *Journal of Environmental Management*, *69*, 261-273. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.09.001>

- Kolinjivadi, V., Mendez, A. Z., & Dupras, J. (2019a). Putting nature 'to work' through Payments for Ecosystem Services (PES): Tensions between autonomy, voluntary action and the political economy of agri-environmental practice. *Land Use Policy*, 81(July 2018), 324–336. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.012>
- Kolinjivadi, V., Zaga-Mendez, A., Wood, S., Lévesques, A., L'Ecuyer-Sauvageau, C., Simard, C., Kermagoret, C., Dupras, J. (2019b). Vers des approches adaptatives pour les mécanismes de paiements pour services écosystémiques (PSE) en milieu agricole. No projet : IA 116637. 82 pages.
- Kosenius, A. K. (2010). Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69(3), 528–538. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.030>
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*, 143, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Kosz, M. (1996). Valuing riverside wetlands: the case of the “Donau-Auen” national park. *Ecological Economics*, 16(2), 109-127. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(95\)00058-5](https://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00058-5)
- Kousky, C. (2015). Chapter 25 New York City's Watershed Agricultural Program. In *Use of Economic Instruments in Water Policy: Insights from International Experience* (pp. 351–363). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2>
- Kuhfuss, L., Préget, R., Thoyer, S., & Hanley, N. (2015). Nudging farmers to sign agri-environmental contracts: the effects of a collective bonus. *Discussion Papers in Environmental Economics*, (2015–06), 1–22. <https://doi.org/10.1093/erae/jbv031>
- Kurz, W.A., Apps, M.J. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian Forest Sector. *Ecological Applications*, 9(2), 526–547.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., ... Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299–314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>

- Kremmydas, D., Athanasiadis, I. N., & Rozakis, S. (2018). A review of Agent based modeling for agricultural policy evaluation. *Agricultural Systems*, 164, 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.03.010>
- Kroll, F., Müller, F., Haase, D., & Fohrer, N. (2012). Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy*, 29(3), 521–535. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>
- Krutilla, J. V. and Fisher, A. C. (1975). *The economics of natural environments: studies in the valuation of commodity and amenity resources*. Baltimore, Md: The Johns Hopkins University Press.
- L'Ecuyer-Sauvageau, C., Kermagoret, C., Dupras, J., He, J., Leroux, J., Schinck, M.-P., & Poder, T. G. (2019). Understanding the preferences of water users in a context of cyanobacterial blooms in Quebec. *Journal of Environmental Management*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109271>
- L'Ecuyer-Sauvageau et al. (*Chapter 6*, In preparation). Choice experiment conducted with agricultural producers from Quebec to determine willingness to participate in a PES program.
- Lafleur, P. M., Roulet, N. T., & Admiral, S. W. (2001). Annual cycle of CO<sub>2</sub> exchange at a bog peatland. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 106(D3), 3071–3081. <https://doi.org/10.1029/2000JD900588>
- Lam, W. V., Macrae, M. L., English, M. C., O'Halloran, I. P., & Wang, Y. T. (2016). Effects of tillage practices on phosphorus transport in tile drain effluent under sandy loam agricultural soils in Ontario, Canada. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1260–1270. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.12.015>
- Lamba, P., Filson, G., Adekunle, B. (2009). Factors affecting the adoption of best management practices in southern Ontario. *Environmentalist*, 29, 64–77.
- Larbi-Youcef, Y. (2017). *Les politiques agroenvironnementales au Québec: Enjeux, Perspectives et Recommandations*. Université de Sherbrooke.
- Larue, B., West, G. E., Singbo, A., & Tamini, L. D. (2017). Risk aversion and willingness to pay for water quality: The case of non-farm rural residents. *Journal of Environmental Management*, 197, 296–304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.050>

- Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., & Mermet, L. (2013). Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*, 119, 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.008>
- Laurent, É. (2020). *The New Environmental Economics: Sustainability and Justice*. Polity, 230 pages.
- Lavallée, S., & Dupras, J. (2016). Regards sur les systèmes de paiements pour services écosystémiques en milieu agricole au Québec A look at the Payment for Ecosystem Services Programs in Agricultural Areas of Quebec. *Développement Durable et Territoires*, 7(1), 1–17. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11210>
- Lebel, G. (1967). *L'évolution de l'agriculture et le développement économique du Québec, 1946-1976*. Commission Royal d'Enquête sur l'Agriculture au Québec (Commission April). 227 p.
- Légis Québec. (2019). Règlement Q-2, r. 46.1, *Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*, <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2046.1>
- Lévesque, A., Kermagoret, C., Poder, T. G., L'Ecuyer-Sauvageau, C., He, J., Sauvé, S., & Dupras, J. (2021). Financing on-farm ecosystem services in southern Quebec, Canada : A public call for pesticides reduction. *Ecological Economics*, 184. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.106997>
- Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Dash, P. (2013). Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125752>
- Lemke, A., Lindenbaum, T., Perry, W., Herbert, M., Tear, T., Herkert, J. (2010). Effects of outreach on the awareness and adoption of conservation practices by farmers in two agricultural watersheds of the Mackinaw River, Illinois. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65, 304–315.
- Lemons, J. (1998). Burden of proof requirements and environmental sustainability: science, public policy, and Ethics. In: Lemons, J., Westra, L., Goodland, R. (Eds.), *Ecological Sustainability and Integrity: Concepts and Approaches*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
- Lienhoop, N., Bartkowski, B., & Hansjürgens, B. (2015). Informing biodiversity policy: The role of economic valuation, deliberative institutions and deliberative

monetary valuation. *Environmental Science and Policy*, 54, 522–532.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.01.007>

Lienhoop, N., & Brouwer, R. (2015). Agri-environmental policy valuation: Farmers' contract design preferences for afforestation schemes. *Land Use Policy*, 42, 568–577. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.017>

Lienhoop, N., & Völker, M. (2016). Preference refinement in deliberative choice experiments. *Land Economics*, 92(3), 555–577.  
<https://doi.org/10.3368/le.92.3.555>

Lissemore, L., Hao, C., Yang, P., Sibley, P. K., Mabury, S., & Solomon, K. R. (2006). An exposure assessment for selected pharmaceuticals within a watershed in Southern Ontario. *Chemosphere*, 64(5), 717–729.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.11.015>

Liu, Y., Engel, B. A., Flanagan, D. C., Gitau, M. W., McMillan, S. K., & Chaubey, I. (2017). A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. *Science of the Total Environment*, 601–602(December), 580–593.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.212>

Liu, T., Bruins, R. J. F., & Heberling, M. T. (2018). Factors influencing farmers' adoption of best management practices: A review and synthesis. *Sustainability (Switzerland)*, 10(2), 1–26. <https://doi.org/10.3390/su10020432>

Locke, M. A., Knight, S. S., Jr, S. S., Cullum, R. F., Zablotowicz, R. M., Yuan, Y., & Bingner, R. L. (2008). Environmental quality research in the Beasley Lake watershed, 1995 to 2007: Succession from conventional to conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6), 430–442.  
<https://doi.org/10.2489/jswc.63.6.430>

*Loi sur les compétences municipales*, chapitre C-47.1

Loomis, J., and 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.  
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00126-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00126-2)

Louviere, J. and Woodworth, G. (1983). Design and analysis of simulated consumer choice or allocation experiments: an approach based on aggregate data. *Journal of marketing research*, 20, 350-367.

- Lozier, T. M., Macrae, M. L., Brunke, R., & Van Eerd, L. L. (2017). Release of phosphorus from crop residue and cover crops over the non-growing season in a cool temperate region. *Agricultural Water Management*, *189*, 39–51.  
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.015>
- Lubell, M., Fulton, A. (2008). Local policy networks and agricultural watershed management. *Journal of Public Administration Research and Theory*, *18*, 673–696.
- Lute, M. L., Gillespie, C. R., Martin, D. R., & Fontaine, J. J. (2018). Landowner and Practitioner Perspectives on Private Land Conservation Programs. *Society & Natural Resources*, *31*(2), 218–231.  
<https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1376139>
- Ma, S., Swinton, S. M., Lupi, F., & Jolejole-Foreman, C. (2012). Farmers' Willingness to Participate in Payment-for-Environmental-Services Programmes. *Journal of Agricultural Economics*, *63*(3), 604–626.  
<https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2012.00358.x>
- Macdonald, B., Ribey, M., Huber, A., & Thomsen, J. (2013). *Great Lakes Nutrient Initiative. Agricultural Phosphorus Management Beneficial Management Practice Review*.
- Mace, G. M., Hails, R. S., Cryle, P., Harlow, J., & Clarke, S. J. (2015). Towards a risk register for natural capital. *Journal of Applied Ecology*, *52*(3), 641–653.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12431>
- Macrae, M., Smith, D., Reid, K., Sharpley, A., Cade-Menun, B., Labarge, G., ... King, K. (2018). *Key questions of the science on agricultural phosphorus losses during storm events and beneficial management practices*. Canadian Water Network, 28 p.
- Macdonald, G. K., Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Doody, D. G., Keeler, B. L., Haygarth, P. M., ... Zhang, T. (2016). Guiding phosphorus stewardship for multiple ecosystem services. *Ecosystem Health and Sustainability*, *2*(12).  
<https://doi.org/10.1002/ehs2.1251>
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., ... Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, *1*(1), 31–39.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

- Malawska, A., & Topping, C. J. (2016). Evaluating the role of behavioral factors and practical constraints in the performance of an agent-based model of farmer decision making. *Agricultural Systems*, 143, 136–146.  
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.12.014>
- Marsden, J. E., & Langdon, R. W. (2012). The history and future of Lake Champlain's fishes and fisheries. *Journal of Great Lakes Research*, 38(SUPPL. 1), 19–34. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.09.007>
- Marsh, D., & Baskaran, R. (2009). Valuation of Water Quality Improvements in the Karapiro Catchment: a Choice Modelling Approach. *Australian Agricultural and Resource Economics Society 53rd Annual Conference*, (April).
- Martin, R., & Schlüter, M. (2015). Combining system dynamics and agent-based modeling to analyze social-ecological interactions-an example from modeling restoration of a shallow lake. *Frontiers in Environmental Science*, 3(OCT), 1–15.  
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00066>
- Martinez-Alier, J. (2017). A guide to environmental justice movements and the language of ecological distribution conflicts, in *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 162-172.
- Martinez-Harms, M. J., Bryan, B. A., Balvanera, P., Law, E. A., Rhodes, J. R., Possingham, H. P., & Wilson, K. A. (2015). Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation*, 184, 229–238.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.024>
- Martins, N. O. (2016). Ecosystems, strong sustainability and the classical circular economy. *Ecological Economics*, 129, 32–39.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.003>
- Madsen, B., Carroll, N., and Moore Brands, K. (2010). *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Ecosystem Marketplace, Washington DC.  
<http://www.thegef.org/gef/sites/thegef.org/files/publication/sbdmr.pdf>
- McAfee, K. (1999). Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning D: Society and Space*, 17(2), 133–154.

- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., & Kuperan, K. V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52(4), 527–542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.002>
- McCann, L. (2013). Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics*, 88(January), 253–262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.012>
- McCann, L., Gedikoglu, H., Broz, B., Lory, J., & Massey, R. (2015). Effects of observability and complexity on farmers' adoption of environmental practices. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(8), 1346–1362. <https://doi.org/10.1080/09640568.2014.924911>
- McCauley, D. J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443(September), 27–28.
- McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour, in *Frontiers in econometrics*, P. Zarembka (Eds). New York: Academic Press.
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- McLaughlin, A., & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55(3), 201–212. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-V](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-V)
- McShane, K. (2017). Intrinsic values and economic valuation, in *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 237-245.
- Meadows, D.H. (2008). *Thinking in Systems: A Primer*. Sustainability Institute. White River Junction, VT: Chelsea Green Publishing.
- Meals, D. W., Dressing, S. A., & Davenport, T. E. (2010). Lag Time in Water Quality Response to Best Management Practices: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), 85–96. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0108>
- Merlet, P., Van Hecken, G., & Rodriguez-Fabilena, R. (2018). Playing before paying? A PES simulation game for assessing power inequalities and motivations in the governance of Ecosystem Services. *Ecosystem Services*, 34, 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.024>
- Mettepenningen, E., Verspecht, A., & van Huylenbroeck, G. (2009). Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes. *Journal of*

- Environmental Planning and Management*, 52(5), 649–667.  
<https://doi.org/10.1080/09640560902958206>
- Mettepenningen, E., Beckmann, V., & Eggers, J. (2011). Public transaction costs of agri-environmental schemes and their determinants-Analysing stakeholders' involvement and perceptions. *Ecological Economics*, 70(4), 641–650.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.007>
- Mettepenningen, E., Vandermeulen, V., Delaet, K., Van Huylenbroeck, G., & Wailes, E. J. (2013). Investigating the influence of the institutional organisation of agri-environmental schemes on scheme adoption. *Land Use Policy*, 33, 20–30.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.004>
- Meyerhoff, J. and Dehnhardt, A. (2007). The European Water Framework Directive and economic valuation of wetlands: The restoration of flood-plains along the River Elbe. *European Environment*, 17(1), 18–36.  
<https://doi.org/10.1002/eet.439>
- Meyerhoff, J., & Liebe, U. (2008). Do protest responses to a contingent valuation question and a choice experiment differ? *Environmental and Resource Economics*, 39(4), 433–446. <https://doi.org/10.1007/s10640-007-9134-3>
- Michaud, A. R., & Niang, M. A. (2019). *Analyse coûts-efficacités des actions proposées pour réduire de 40 % les charges de phosphore de la rivière La roche à la Baie Missisquoi - Rapport scientifique final*.
- Milot, N. (2008). La gouvernance des cours d'eau au Québec : un état des lieux. In C. Choquette and A. Létourneau (éd.) *La gouvernance de l'eau au Québec*, Montréal, Éditions Multi- Monde, pp. 183-202.
- Milner-Gulland, E. J. (2012). Interactions between human behaviour and ecological systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1586), 270–278. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0175>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington.
- Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). (2005). *Bonnes pratiques agroenvironnementales pour votre entreprise agricole*. 43.  
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Agroenvironnement/BonnesPratiques2005.pdf>

- MAPAQ. (2013). *Prime-Vert 2013-2028. Un pas de plus pour vous. Pour votre collectivité.* 24 pages.  
<https://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Formulaires/ProgrammePrime-Vert.pdf>
- MAPAQ. (2018a). *Politique bioalimentaire 2018 - 2025.*  
<https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Ministere/md/Publications/Pages/Details-Publication.aspx?guid=%7Bc250a9cb-459e-44c6-bf9c-af532a45f1bd%7D>
- MAPAQ. (2018). *Programme Prime-Vert 2018-2023.*  
<https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Productions/md/programmesliste/agroenvironnement/Pages/Prime-Vert.aspx>
- MAPAQ. (2020a). *Pour une alimentation locale dans les institutions publiques Stratégie nationale d'achat d'aliments québécois,* [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheries-alimentation/publications-adm/strategie/PO\\_strategie\\_achat\\_aliments\\_quebecois\\_MAPAQ.pdf?1600785231](https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheries-alimentation/publications-adm/strategie/PO_strategie_achat_aliments_quebecois_MAPAQ.pdf?1600785231)
- MAPAQ. (2020b). Profil régional de l'industrie bioalimentaire au Québec. Estimations pour l'année 2019. [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheries-alimentation/agriculture/industrie-agricole/regions/FS\\_profilregionalbioalimentaire\\_complet\\_MAPAQ.pdf?1606235922](https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheries-alimentation/agriculture/industrie-agricole/regions/FS_profilregionalbioalimentaire_complet_MAPAQ.pdf?1606235922)
- MAPAQ. (2020c). Coûts haies brise-vent.
- MAPAQ. (2020d). *Agir, pour une agriculture durable. Plan 2020-2030.* 38 pages.
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles Québec (MERN). (2010). *Hydrographie, Shapefile.*  
[https://mern.gouv.qc.ca/publications/territoire/portrait/1M/hydro\\_s.zip](https://mern.gouv.qc.ca/publications/territoire/portrait/1M/hydro_s.zip)
- MERN. (2017). *Découpages administratifs – Régions administratives,* Shapefile.  
[ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/public/dgig/produits/bdgal/vectorel/region\\_admin\\_E00.zip](ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/public/dgig/produits/bdgal/vectorel/region_admin_E00.zip)
- Ministère de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques (MELCC). (2019). *Fonds vert,* <http://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/fonds-vert/>
- Ministère des Transports de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports. (2012). *Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques (PACC).*  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/plan\\_action/pacc2020.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/plan_action/pacc2020.pdf)

- Ministère des ressources naturelles (MRN). (2012). Haies brise-vent. 7 p.  
[https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/agroalimentaire\\_agricole/5-Haies\\_brise-vent.pdf](https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/agroalimentaire_agricole/5-Haies_brise-vent.pdf)
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). *Summary Profile of the Rivière des Outaouais Watershed*. Bibliothèque et Archives nationales du Québec. Québec, Qc. 57 p.  
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/outaouais/portrait-sommaire-en.pdf>
- MDDELCC. (2018a). *Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030*. Online.  
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/strategie-quebecoise> (consulted on December 12, 2018).
- MDDELCC. (2018b). *Liste des plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert de 2004 à 2017 et des plans d'eau récurrents signalés de 2013 à 2015, 2018-03-16*, 31 pages. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/bilan/Liste-plans-eau-touches-abv.pdf> (consulted on June 15 2018).
- MDDELCC. (2019). *Bilan du plan d'intervention sur les algues bleu-vert 2007-2017 et recommandations*. 51 pages.
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2013). Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, 16(5), 894–908. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9647-2>
- Miyasaka, T., Le, Q. B., Okuro, T., Zhao, X., & Takeuchi, K. (2017). Agent-based modeling of complex social–ecological feedback loops to assess multi-dimensional trade-offs in dryland ecosystem services. *Landscape Ecology*, 32(4), 707–727. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0495-x>
- Moon, K., Guerrero, A. M., Adams, V. M., Biggs, D., Blackman, D. A., Craven, L., ... Ross, H. (2019). Mental models for conservation research and practice. *Conservation Letters*, (March 2018), 1–12. <https://doi.org/10.1111/conl.12642>
- Moon, W. (2011). Is agriculture compatible with free trade? *Ecological Economics*, 71(1), 13–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.004>

- Moore, J. W. (2015). Cheap food and bad climate: From surplus value to negative value in the capitalist world-ecology. *Critical Historical Studies*, 2(1), 1–43. <https://doi.org/10.1086/681007>
- Moore, J. (2016). *Literature Review : Tile Drainage and Phosphorus Losses from Agricultural Land*. Technical Report No. 83, Lake Champlain Basin Program, 79 p.
- Morri, E., Pruscini, F., Scolozzi, R., & Santolini, R. (2014). A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). *Ecological Indicators*, 37(PART A), 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.016>
- Mousseau, N. et Villeneuve, C. (2019). Chapitre 11 Pour une approche stratégique pour la transition énergétique, dans *Le Québec économique 8 Le développement durable à l'ère des changements climatiques*, Dirigé par Marcelin Joanis et Bernard Sinclair-Desgagné, Presses de l'Université Laval.
- Morardet, S., Kuhfuss, L., & Lifran, R. (2015). What do People Want for the Vistre River? Using Choice Experiment to Support an Ordinary Stream Restoration Project. *ESEE2015: TRANSFORMATIONS. 11th International Conference of the European Society for Ecological Economics at the University of Leeds. 30 June – 3 July 2015*, 1–36.
- Morisset, M. (2010). Agriculture et projet national. Dans M. Morisset (dir.) *Politique et syndicalisme agricoles au Québec*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, 5–82.
- Morse, R. A., & Calderone, N. W. (2000). The value of honey bees as pollinators of US crops in 2000. *Bee Culture*, 128(March 2000), 1–15. Retrieved from <http://www.beeeculture.com/content/pollinationreprint07.pdf%5Cnpapers2://publication/uuid/480F22F5-2367-4853-AD20-88441298BE0B>
- Müller, B., Bohn, F., Dreßler, G., Groeneveld, J., Klassert, C., Martin, R., ... Schwarz, N. (2013). Describing human decisions in agent-based models - ODD+D, an extension of the ODD protocol. *Environmental Modelling and Software*, 48, 37–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.06.003>
- Mueller, H., Hamilton, D. P., & Doole, G. J. (2015). Evaluating services and damage costs of degradation of a major lake ecosystem. *Ecosystem Services*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.037>

- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., & May, P. H. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), 1202–1208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>
- Mythen, G. (2015). The Problem of Governance in the Risk Society: Envisaging Strategies, Managing Not-knowing. In *Risk Governance: The Articulation of Hazard, Politics and Ecology* (pp. 43–57). <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9328-5>
- National Capital Commission (NCC). *Prior plans for the Capital*. <http://capital2067.ca/legacy/prior-plans-for-the-capital/>
- National Capital Commission (NCC). *2014-2015 Annual Report*. Catalogue number: W91E-PDF. 94 pages.
- National Capital Commission (NCC) and Del Degan Massé. (2005). *Gatineau Park Master Plan*. 129 pages. <https://ncc-website-2.s3.amazonaws.com/documents/Gatineau-Park-Master-Plan.pdf?mtime=20180830104351>
- National Capital Commission (NCC). (2013). *Canada's Capital Greenbelt Master Plan*. Ottawa, ON. 196 pages. [http://www.ncc-ccn.gc.ca/sites/default/files/pubs/gbmp-en\\_jan2014.pdf](http://www.ncc-ccn.gc.ca/sites/default/files/pubs/gbmp-en_jan2014.pdf)
- Nelson, N. M., Loomis, J. B., Jakus, P. M., Kealy, M. J., von Stackelburg, N., & Ostermiller, J. (2015). Linking ecological data and economics to estimate the total economic value of improving water quality by reducing nutrients. *Ecological Economics*, 118, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.013>
- Nelson, W.L. (1967). Nitrogen, Phosphorus, and Potassium— Needs and Balance for High Yields. In *ASA Special Publication Number 9. Maximum Crop Yields—The Challenge*, eds. D.A. Rohweder and S.E. Younts, 57-67. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- New England Interstate Water Pollution Control Commission (NEIWPCC), Lake Champlain Basin Program (LCBP), & Organisme de bassin versant de la Baie Missisquoi (OBVBM). (2019). *Apports de nutriments et ses impacts sur le lac Champlain, la baie Missisquoi et la rivière Richelieu*, 90 pages.
- Nikodinoska, N., Paletto, A., Pastorella, F., Granvik, M., & Franzese, P. P. (2018). Assessing, valuing and mapping ecosystem services at city level: The case of

- Uppsala (Sweden). *Ecological Modelling*, 368, 411–424.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.10.013>
- Ninan, K. N., & Inoue, M. (2013). Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan. *Ecosystem Services*, 5, 78–87.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.006>
- Niskanen, O., Tienhaara, A., Haltia, E., & Pouta, E. (2021). Farmers' heterogeneous preferences towards results-based environmental policies. *Land Use Policy*, 102(December 2020), 105227. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105227>
- Nordhaus, W. D., & Tobin, J. (1972). Is growth obsolete? Economic research: Retrospect and prospect vol 5: Economic growth (pp. 1-80) NBER.
- 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(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., and Gobler, C.J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. doi:10.1016/j.hal.2011.10.027.
- Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA). (2014). 2014 Grain and Oilseeds (in Metric units), from Area, Yield, Production and Farm Value of Specified Field Crops, Ontario, 2012-2017 (Imperial and Metric Units). [Cited on 2017 June 19]. Available from:  
[http://www.omafra.gov.on.ca/english/stats/crops/estimate\\_new.htm](http://www.omafra.gov.on.ca/english/stats/crops/estimate_new.htm)
- Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA). (2016). 2016 Field Crop Budgets, Business Analysis and Cost of Production Program and OMAFRA Field Crops Unit. © Queen's Printer for Ontario: Toronto; 2015. ISSN 0838-5657X, 20 pages.
- OpenStreetMap. *53rd parallel north* ©OpenStreetMap for Wikipedia. (Online).  
[https://tools.wmflabs.org/kmlexport?article=53rd\\_parallel\\_north](https://tools.wmflabs.org/kmlexport?article=53rd_parallel_north) [KML format],  
Last accessed 2018-08-14
- OECD. (2018). Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, OECD Publishing, Paris.  
<http://dx.doi.org/10.1787/9789264085169-en>

- Olden, J. D., & Tamayo, M. (2014). Incentivizing the public to support invasive species management: Eurasian milfoil reduces lakefront property values. *PLoS ONE*, 9(10), 15–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110458>
- Olive, A., & McCune, J. L. (2017). Wonder, ignorance, and resistance: Landowners and the stewardship of endangered species. *Journal of Rural Studies*, 49, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.11.014>
- Orfield, M. (1999). Metropolitcs: A regional agenda for community and stability. *Forum for Social Economics*, 28(2), 33–49. <https://doi.org/10.1007/BF02833982>
- Ostrom, E. (2007). A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(39), 15181–15187. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702288104>
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analysing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(July), 419–423.
- Ouranos. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*. Édition 2015. Montréal, Québec : Ouranos. 415 p.
- Ovando, P., Oviedo, J.L., Campos, P. (2016) Measuring total social income of a stone pine afforestation in Huelva (Spain). *Land use policy*, 50, 479–89. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.015>
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1), 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>
- Palm-Forster, L., Lupi, F., & Chen, M. (2016a). Valuing lake Erie beaches using value and function transfers. *Agricultural and Resource Economics Review*, 45(2), 270-292. doi:http://proxybiblio.uqo.ca:2068/10.1017/age.2016.15
- Palm-Forster, L. H., Swinton, S. M., Redder, T. M., Depinto, J. V., & Boles, C. M. W. (2016b). Using conservation auctions informed by environmental performance models to reduce agricultural nutrient flows into Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1357–1371. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.08.003>
- Pannell, D. J., Marshall, G. R., Barr, N., Curtis, A., Vanclay, F., & Wilkinson, R. (2006). Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 46(11), 1407–1424. <https://doi.org/10.1071/EA05037>

- Pannell, D.J., Llewellyn, R.S., Corbeels, M. (2014). The farm-level economics of conservation agriculture for resource-poor farmers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 187, 52–64.
- Parent, G. (2003). La reconnaissance du caractère spécifique du commerce agricole à travers la prise en compte des considérations liées à la sécurité alimentaire dans l'Accord sur l'agriculture. *Les Cahiers de Droit*, 44(3), 471–517. <https://doi.org/10.7202/043760ar>
- Parent, G., & Modou, K. L. (2018). Les expressions de la spécificité agricole (Expressions of Agricultural Specificity). *Ottawa Law Review*, 50(1), 99–130.
- Parker, J.S., Moore, R., Weaver, M. (2007). Land tenure as a variable in community based watershed projects: some lessons from the Sugar Creek Watershed, Wayne and Holmes Counties, Ohio. *Society & Natural Resources*, 20, 815–833.
- Parrott, L., & Quinn, N. (2016). A complex systems approach for multiobjective water quality regulation on managed wetland landscapes. *Ecosphere*, 7(6), 1–17. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1363>
- Pascual, U., Balvanera, P., Di, S., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., ... Saarikoski, H. (2017). Valuing nature's contributions to people : the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pasta, D. J. (2009). Learning When to Be Discrete : Continuous vs. Categorical Predictors. *SAS Global Forum 2009, Statistics and Data Analysis*, 1–10.
- Pate, J., & Loomis, J. (1997). The effect of distance on willingness to pay values: A case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics*, 20(3), 199–207. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00080-8)
- Pearce, D. W. (1990). Environmental sustainability and cost benefit analysis. *Environment and planning*, 22, 1259-1266.
- Pearce, D. (2002). An intellectual history of environmental economics. *Annual Review of Energy and the Environment*, 27, 57–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.27.122001.083429>
- Pearce, N. J. T., & Yates, A. G. (2017). Intra-annual variation of the association between agricultural best management practices and stream nutrient concentrations. *Science of the Total Environment*, 586, 1124–1134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.102>

- Pendall, R. (1999). Do land-use controls cause sprawl?, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 26, 555-571.
- Penn, C., Chagas, I., Klimeski, A., & Lyngsie, G. (2017). A Review of Phosphorus Removal Structures : How to Assess and Compare Their Performance. *Water (Switzerland)*, 9(583), 1–22. <https://doi.org/10.3390/w9080583>
- Pereira, E., Queiroz, C., Pereira, H. M., & Vicente, L. (2005). Ecosystem services and human well-being: A participatory study in a mountain community in Portugal. *Ecology and Society*, 10(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01353-100214>
- Perrot-Maitre, D. (2006). *The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case?* London, UK. Retrieved from [http://scholar.google.com/scholar?q=Microsoft Word - Vittel web version 1-12-06.doc&btnG=&hl=en&num=20&as\\_sdt=0%2C22 VN - readcube.com](http://scholar.google.com/scholar?q=Microsoft Word - Vittel web version 1-12-06.doc&btnG=&hl=en&num=20&as_sdt=0%2C22 VN - readcube.com)
- Pesant, Y. (2008). *Historique de l’agriculture québécoise*. [https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/amen\\_grandsdossiers\\_pdza\\_chapitre6\\_000.pdf](https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/amen_grandsdossiers_pdza_chapitre6_000.pdf)
- Pick, F. R. (2016). Blooming algae: A Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(7), 1149–1158. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0470>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., et al. (1995). Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267(5201), 1117–1123.
- Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P. (2017). *L’eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Synthèse de l’Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00408/51903/>
- Pirard, R. (2012). Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: A lexicon. *Environmental Science and Policy*, 19–20, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.001>
- Pitron, G. (2018). *La Guerre des métaux rares. La face cachée de la transition énergétique et numérique*. Les Liens qui Libèrent, LLL. ISBN : 979-10-209-0574-1

- Poder, T., Dupras, J., Fetue Ndefo, F., He, J. (2015). *La valeur économique de la Ceinture et trame bleue du Grand Montréal*. Montréal.
- Poder, T. G., Dupras, J., Ndefo, F. F., & He, J. (2016). The economic value of the greater Montreal blue network (Quebec, Canada): A contingent choice study using real projects to estimate non-market aquatic ecosystem services benefits. *PLoS ONE*, *11*(8), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158901>
- Polhill, J. G., Gimona, A., & Gotts, N. M. (2013). Nonlinearities in biodiversity incentive schemes: A study using an integrated agent-based and metacommunity model. *Environmental Modelling and Software*, *45*, 74–91. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.11.011>
- Politique sur les bandes riveraines*, Q-2, r.35
- Porras, I., Aylward, B., & Dengel, J. (2013). *Monitoring payments for watershed services schemes in developing countries*. London, UK. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.002>
- Pretty, J. N., Mason, C. F., Nedwell, D. B., Hine, R. E., Leaf, S., & Dils, R. (2003). Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science and Technology*, *37*(2), 201–208. <https://doi.org/10.1021/es020793k>
- Prokopy, L. S., Floress, K., Klotthor-Weinkauff, D., & Baumgart-Getz, A. (2008). Determinants of agricultural best management practice adoption: Evidence from the literature. *Journal of Soil and Water Conservation*, *63*(5), 300–311. <https://doi.org/10.2489/63.5.300>
- Prudham, S. (2007). The fictions of autonomous invention: Accumulation by dispossession, commodification and life patents in Canada. *Antipode*, *39*, 406–429.
- PTCEC. (1998). *Report of the Pennsylvania 21<sup>st</sup> Century Environment Commission, Pennsylvania 21<sup>st</sup> Century Environment Commission*. Harrisburg, PA.
- Rands, S. A., & Whitney, H. M. (2011). Field margins, foraging distances and their impacts on nesting pollinator success. *PLoS ONE*, *6*(10), e25971. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025971>
- Ranjan, P., Church, S. P., Floress, F.; Prokopy, L. S. (2019) Synthesizing Conservation Motivations and Barriers: What Have We Learned from Qualitative

Studies of Farmers' Behaviors in the United States?, *Society & Natural Resources*, 32(11), 1171-1199, DOI: 10.1080/08941920.2019.1648710

Rathwell, K. J., & Peterson, G. D. (2012). Connecting Social Networks with Ecosystem Services for Watershed Governance: a Social-Ecological Network Perspective Highlights the Critical Role of Bridging Organizations. *Ecology and Society*, 17(2). <https://doi.org/10.5751/ES-04810-170224>

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>

Raymond Chabot Grant Thornton (RCGT). (2018). *Étude De Marché Pour Le Développement Du Tourisme Nautique Dans Les Voies D'Entrée Navigables Du Saint-Laurent*. 78 pages.

Reed, M. S., Allen, K., Attlee, A., Dougill, A. J., Evans, K. L., Kenter, J. O., ... Whittingham, M. J. (2017). A place-based approach to payments for ecosystem services. *Global Environmental Change*, 43, 92–106. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.12.009>

Reed-Andersen, T., Carpenter, S. R., & Lathrop, R. C. (2000). Phosphorus flow in a watershed-lake ecosystem. *Ecosystems*, 3(6), 561–573. <https://doi.org/10.1007/s100210000049>

*Règlement portant interdiction à la mise en marché de certains détergents à vaisselle*, chapitre Q-2 r.30

*Règlement sur la concentration en phosphore pour certains produits de nettoyage*, DORS/89-501

*Règlement sur la protection des eaux contre les rejets des embarcations de plaisance*, chapitre Q-2, r. 36

*Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole*, GOQ 2, 3483

*Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*, chapitre Q-2 r. 22

*Règlement sur les exploitations agricoles*, Q-2, r.26

Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M., & Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands.

- Ecological Economics*, 112, 116–128.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.015>
- Renn, O. (2006). Participatory processes for designing environmental policies. *Land Use Policy*, 23, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.005>
- Reynaud, A., & Lanzasova, D. (2017). A Global Meta-Analysis of the Value of Ecosystem Services Provided by Lakes. *Ecological Economics*, 137, 184–194.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.001>
- Rigby, D., & Burton, M. (2003). *Modeling Indifference and Dislike: A Bounded Bayesian Mixed Logit Model of the UK Market for GM Food*. The School of Economics Discussion Paper Series 0327, Economics, The University of Manchester.
- Rigolet, A. (2016). *Caractériser la demande sociale et les compromis entre services écosystémiques*. Mémoire de M2 Économie de l'Environnement, de l'Énergie et du Transport, Université Paris Saclay, 108 pages.
- Robert, C., Tremblay, H., DeBlois, C. (2004). Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec: suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003). *envirodoq* : ENV/2005/0099, 58 p. et 3 ann.  
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/cyano/cyanobacteries-cyanotoxines.pdf>
- Roesch-McNally, G.E., Rabotyagov, S.S. (2016). Paying for Forest Ecosystem Services: Voluntary Versus Mandatory Payments. *Environmental Management*, 57(3), 585–600. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0641-7>
- Roman, P., Thiry, G. (2017). Sustainability indicators. In *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 382-392.
- Røpke, I. (2004). The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics*, 50(3–4), 293–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.02.012>
- Røpke, I. (2005). Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics*, 55(2), 262–290.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.010>
- Rosenberger, R.S. et 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. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- 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.
- Ruto, E., & Garrod, G. (2009). Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: A choice experiment approach. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(5), 631–647.  
<https://doi.org/10.1080/09640560902958172>
- Ryan, R.L., Erickson, D.L., De Young, R. (2003). Farmers' motivations for adopting conservation practices along riparian zones in a mid-western agricultural watershed. *Journal of Environmental Planning and Management*, 46, 19–37.
- Sabourin, B. (2017, 27 janvier). Un cowboy dans le labo. *Le Droit*.  
<https://www.ledroit.com/actualites/petite-nation/un-cowboy-dans-le-labo-0565ea8eee91bd53664db2b5fd9fd3ca>
- Sanchez, R., Olar, M., Sauvé, C., & Nolet, J. (2007). *L'échange de droits d'émission de phosphore comme solution à la contamination des cours d'eau dans les bassins versants du Québec*. Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois.  
<http://www.caaq.gouv.qc.ca/userfiles/File/Mandats%20etude/Eco-Ressources%20phospore.pdf>
- Sandhu, H., Wratten, S. (2013). Ecosystem Services in Farmland and Cities, in *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. Edited by Steve Wratten, Harpinder Sandhu, Ross Cullen and Robert Costanza, Wiley-Blackwell, pp.1-15.
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B. (2008). The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics*, 64(4), 835-848.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.007>
- Sattari, S. Z., Bouwman, A. F., Giller, K. E., & van Ittersum, M. K. (2012). Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(16), 6348–6353.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1113675109>
- Sattler, C., & Matzdorf, B. (2013). PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice-Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.009>

- Sauvé, S., Normandin, D., et McDonald, M. (2016). *L'économie circulaire. Une transition incontournable*. Montréal, Québec : Les Presses de l'Université de Montréal.
- Sauvé, S. et Spreutels, L. (2016). « La filière agroalimentaire », dans Sauvé, S., Normandin, D., & McDonald, M. (eds). *L'économie circulaire : Une transition incontournable*. Les Presses de l'Université de Montréal, p. 66-69.
- Sauvé, C., Nolet, J., Whyte, C. & Sanchez, R. (2006). *Water quality trading to address water pollution from agriculture activities: Assessing the adequacy of the Canadian legislative and policy contexts*. Gouvernement du Canada, Projet de recherche sur les politiques, Ottawa.
- Savard, Francine. (2005). *Dessins illustrant le processus d'eutrophisation des lacs*. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).
- Scarlett, L., & Boyd, J. (2011). *Ecosystem Services: Quantification, Policy Applications, and Current Federal Capabilities*. Discussion paper, 75 pages.
- Scarpa, R., Chilton, S.M., Hutchinson, W.G., Buongiorno, J. (2000). Valuing the recreational benefits from the creation of nature reserves in Irish forests. *Ecological Economics*, 33(2), 237–50. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00143-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00143-3)
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356–363. [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0356](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356)
- Schindler, D. W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), 4322–4333. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>
- Schindler, D.W., Vallentyne, J.R. (2008). *The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwater and Estuaries*. University of Alberta Press, Edmonton, Alberta.
- Schinck, M.-P., L'Ecuyer-Sauvageau, C., Leroux, J., Dupras, J., & Kermagoret, C. (2020). Risk, Drinking Water and Harmful Algal Blooms: A Contingent Valuation of Water Bans. *Water Resources Management*, 34, 3933–3947. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02653-x>

- Schlüter, M., Baeza, A., Dressler, G., Frank, K., Groeneveld, J., Jager, W., ... Wijermans, N. (2017). A framework for mapping and comparing behavioural theories in models of social-ecological systems. *Ecological Economics*, 131, 21–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.008>
- Schlüter, M., Müller, B., & Frank, K. (2019). The potential of models and modeling for social-ecological systems research: The reference frame ModSES. *Ecology and Society*, 24(1). <https://doi.org/10.5751/ES-10716-240131>
- Scholz, S. N., Esterhuizen-Londt, M., & Pflugmacher, S. (2017). Rise of toxic cyanobacterial blooms in temperate freshwater lakes: causes, correlations and possible countermeasures. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 99(4), 543–577. <https://doi.org/10.1080/02772248.2016.1269332>
- Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., ... Dorioz, J.-M. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of The Total Environment*, 468–469, 1255–1266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.061>
- Schomers, S., & Matzdorf, B. (2013). Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6, 16–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>
- Shaffer, S., Thompson, E., Jr. (2013). *Encouraging California Specialty Crop Growers to Adopt Environmentally Beneficial Management Practices for Efficient Irrigation and Nutrient Management: Lessons from a Producer Survey and Focus Groups*. American Farmland Trust: Washington, DC, USA; p. 26.
- Sharpley, A. N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C. H., Börling, K., ... Withers, P. J. A. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters : Research needs and direction. *Ambio*, 44(Suppl. 2), S613–S179. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612-x>
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P. (2013). Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. *Journal of Environment Quality*, 42(5), 1308. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>
- Sharpley, A., Jarvie, H., Flaten, D., & Kleinman, P. (2018). Celebrating the 350th Anniversary of Phosphorus Discovery: A Conundrum of Deficiency and Excess.

*Journal of Environmental Quality*, 47(4), 774–777.  
<https://doi.org/10.2134/jeq2018.05.0170>

- Shortle, J., & Horan, R. D. (2017). Nutrient pollution: A wicked challenge for economic instruments. *Water Economics and Policy*, 3, 1–39.  
<https://doi.org/10.1142/S2382624X16500338>
- Shortle, J. S., Ribaudó, M., Horan, R. D., & Blandford, D. (2012). Reforming agricultural nonpoint pollution policy in an increasingly budget-constrained environment. *Environmental Science and Technology*, 46(3), 1316–1325.  
<https://doi.org/10.1021/es2020499>
- Siikamäki, J., and Layton, D.F. (2007). Potential Cost-Effectiveness of Incentive Payment Programs for the Protection of Non-Industrial Private Forests. *Land Economics*, 83(4), 539-560. <https://www.jstor.org/stable/27647793>
- Simard, C. (2020). *Private and societal values of agroforestry systems in southern Quebec: How to enhance voluntary adoption*. Working Paper, Laboratoire en économie écologie, ISFORT-UQO.
- Smith, D. R., Wilson, R. S., King, K. W., Zwonitzer, M., McGrath, J. M., Harmel, R. D., ... Johnson, L. T. (2018). Lake Erie, phosphorus, and microcystin: Is it really the farmer's fault? *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(1), 48–57.  
<https://doi.org/10.2489/jswc.73.1.48>
- Smith, W. N., Desjardins, R. L., & Grant, B. (2001). Estimated changes in soil carbon associated with agricultural practices in Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 81, 221–227.
- Smyth, R. L., Watzin, M. C., & Manning, R. E. (2009). Investigating public preferences for managing Lake Champlain using a choice experiment. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 615–623.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.12.016>
- Smythe, E. A. (2018). Food for thought: How trade agreements impact the prospects for a national food policy. *Canadian Food Studies / La Revue Canadienne Des Études Sur l'alimentation*, 5(3), 76–99. <https://doi.org/10.15353/cfs-rcea.v5i3.282>
- Solow, R.M. (1956). A contribution to the theory of economic growth. *Quarterly Journal of Economics*, 70, 65–94.

- Spash, C. L. (2007). Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological Economics*, 63(4), 690–699. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.014>
- Spash, C.L. (2017). Social ecological economics, in *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, Abingdon and New York, Routledge, 3-16.
- Spash, C.L. (Ed). (2017). *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*. Abingdon and New York, Routledge, 551 p.
- Statistique Canada. Tableau 17-10-000501- Estimations de la population au 1er juillet, par âge et sexe, CANSIM (base de données).
- Statistics Canada. (2016a). Table 051-0056 - Estimates of population by census metropolitan area, sex and age group for July 1, based on the Standard Geographical Classification (SGC) 2011, annual (persons), CANSIM (database).
- Statistics Canada. (2016b). Focus on Geography Series, 2016 Census. Statistics Canada Catalogue no. 98-404-X2016001. Ottawa, Ontario. Data products, 2016 Census. 2017. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/as-sa/fogs-spg/Facts-CMA-Eng.cfm?TOPIC=1&LANG=Eng&GK=CMA&GC=505>
- Statistics Canada. (2016c). Table 111-0009 - Family characteristics, summary, annual (number unless otherwise noted), CANSIM (database).
- Statistique Canada. (2016d) [Tableau 32-10-0442-01 Exploitants agricoles classés selon le nombre d'exploitants par ferme et l'âge](https://doi.org/10.25318/3210044201-fra). DOI : <https://doi.org/10.25318/3210044201-fra>
- Statistics Canada. (2016e) [Tableau 32-10-0407-01 Mode d'occupation déclaré des terres possédées, louées, en métayage, utilisées sous d'autres arrangements ou exploitées par d'autres](https://doi.org/10.25318/3210040701-fra). DOI : <https://doi.org/10.25318/3210040701-fra>
- Statistique Canada. (2017a) [Tableau 32-10-0153-01 Superficie totale des terres et utilisation des terres agricoles, données chronologiques](https://doi.org/10.25318/3210015301-fra). DOI : <https://doi.org/10.25318/3210015301-fra>
- Statistique Canada. (2017b). Québec [Province] et Canada [Pays] (tableau). Profil du recensement, Recensement de 2016, produit n° 98-316-X2016001 au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>

- Statistics Canada. (2017c). Recensement de l'agriculture de 2016. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/170510/dq170510a-fra.htm>
- Statistics Canada. (2017d). Le Québec mène dans les productions laitière, acéricole, porcine ainsi que dans celle des fruits, petits fruits et des noix. N° 95-640-X. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/95-640-x/2016001/article/14804-fra.htm>
- Stern, N. (2008). The economics of climate change. *The American Economic Review*, 98(2), Papers and Proceedings of the One Hundred Twentieth Annual Meeting of the American Economic Association), 1-37. doi:10.1257/aer.98.2.1
- Stern, P. C., Dietz, T., Abel, T., Guagnano, G. A., & Kalof, L. (1999). A Value-Belief-Norm Theory of Support for Social Movements : The Case of Environmentalism. *Human Ecology Review*, 6(2), 81–97.
- Sterner, T. (1994). Discounting in a world of limited growth. *Environmental and Resource Economics*, 4(5), 527-534.
- Stiglitz, J., Sen, A., & Fitoussi, J. (2009a). The measurement of economic performance and social progress revisited: Reflections and overview. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Retrieved from <http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/overview-eng.pdf>
- Stiglitz, J., Sen, A., & Fitoussi, J. (2009b). Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Retrieved from [http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport\\_anglais.pdf](http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_anglais.pdf)
- Su, J. J., van Bochove, E., Thériault, G., Novotna, B., Khaldoune, J., Denault, J. T., ... Chow, L. (2011). Effects of snowmelt on phosphorus and sediment losses from agricultural watersheds in Eastern Canada. *Agricultural Water Management*, 98(5), 867–876. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.12.013>
- Sutherland, L. A., Mills, J., Ingram, J., Burton, R. J. F., Dwyer, J., & Blackstock, K. (2013). Considering the source: Commercialisation and trust in agri-environmental information and advisory services in England. *Journal of Environmental Management*, 118, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.020>
- Tabaichount, B., Wood, S. L. R., Kermagoret, C., Kolinjivadi, V., Bissonnette, J. F., Mendez, A. Z., & Dupras, J. (2019). Water quality trading schemes as a form of

- state intervention: Two case studies of state-market hybridization from Canada and New Zealand. *Ecosystem Services*, 36(June 2018), 100890.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.01.002>
- Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics*, 73, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>
- Tadaki, M., Allen, W., & Sinner, J. (2015). Revealing ecological processes or imposing social rationalities? The politics of bounding and measuring ecosystem services. *Ecological Economics*, 118, 168–176.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.015>
- Taillandier, P., Ayari, N., Janin, C., Sarrazin, B., Trévisan, D. (2019). *TIP TOP Landscape (Version 1.0.0)*. CoMSES Computational Model Library.  
<https://www.comses.net/codebases/6fdde22e-346c-4c61-bee7-786d65ba1a22/releases/1.0.0/>
- Tammi, I., Mustajärvi, K., & Rasinmäki, J. (2017). Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. *Ecosystem Services*, 26 Part B(August), 329–344. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.008>
- Taylor, J., Paine, C., & FitzGibbon, J. (1995). From greenbelt to greenways: four Canadian case studies. *Landscape and Urban Planning*, 33(1–3), 47–64.  
[https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)02013-6](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)02013-6)
- Taylor, T., & Longo, A. (2010). Valuing algal bloom in the Black Sea Coast of Bulgaria: A choice experiments approach. *Journal of Environmental Management*, 91(10), 1963–1971.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.04.007>
- Teigeiro, S., Solar-Pelletier, L., Bernard, S., Joanis, M., Normandin, D. (2018). Économie circulaire au Québec Opportunités et Impacts économiques. 76 p.  
<https://www.cpq.qc.ca/wp-content/uploads/2018/03/economie-circulaire-au-quebec.pdf>
- The Sierra Club. (1999). *The dark side of the American Dream: the costs and consequences of suburban sprawl*. The Sierra Club, San Francisco, CA;  
<http://sierraclub.org>
- The Economics of Ecosystems & Biodiversity. Ecosystem Services (TEEB). (2010). [www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/](http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/)
- Thomas, G.W., and Hanway, J. (1968). Determining fertilizer needs. In *Changing Patterns in Fertilizer Use*, eds. L.B. Nelson, M.H. McVickar, R.D. Munson, L.F.

- Seatz, S.L. Tisdale, and W.C. White, 119-140. Madison, WI: American Society of Agronomy
- Thurstone, L. (1927). A law of comparative judgement. *Psychological review*, 4, 273-286.
- Tomer, M. D., & Locke, M. A. (2011). The challenge of documenting water quality benefits of conservation practices : a review of USDA-ARS's conservation effects assessment project watershed studies. *Water Science and Technology*, 64(1), 300–310. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.555>
- Tomer, M. D., Sadler, E. J., Lizotte, R. E., Bryant, R. B., Potter, T. L., Moore, M. T., ... Walbridge, M. R. (2014). A decade of conservation effects assessment research by the USDA Agricultural Research Service : Progress overview and future outlook. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(5), 365–373. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.5.365>
- Toolkit for Ecosystem Service Site-Based Assessment (TESSA). Available from: <http://tessa.tools/>
- Troy, A., Wilson, M.A. (2006). Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 60, 435-449.
- Tuttle, C. M., & Heintzelman, M. D. (2015). A loon on every lake: A hedonic analysis of lake water quality in the Adirondacks. *Resource and Energy Economics*, 39, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2014.11.001>
- Tyler, A. N., Hunter, P. D., Carvalho, L., Codd, G. A., Elliott, A., Ferguson, C. A., ... Scott, E. M. (2009). Strategies for monitoring and managing mass populations of toxic cyanobacteria in recreational waters: a multi-interdisciplinary approach. *Environmental Health*, 8(ii), 1–8. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-S1-S11>
- United Nations (UN). (2014). *2014 revision of the World Urbanization Prospects*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, 10 July 2014, New York. [online] <http://www.un.org/en/development/desa/publications/2014-revision-world-urbanization-prospects.html> (accessed: July 4, 2017).
- United States Department of Housing and Urban Development (USHUD). (1999). *The state of cities 1999: third annual report*. US Department of Housing and Urban Development, Washington, DC, 59 pages.

- Vaissière, A. C., Tardieu, L., Quétier, F., & Roussel, S. (2018). Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: A choice experiment study with farmers. *European Review of Agricultural Economics*, *45*(4), 553–582. <https://doi.org/10.1093/erae/jby006>
- Value of Nature to Canadians Study Taskforce (VNCST). (2017). *Completing and Using Ecosystem Service Assessment for Decision-Making: An Interdisciplinary Toolkit for Managers and Analysts*. Ottawa, ON. Available from: <https://biodivcanada.chm-cbd.net/documents/ecosystem-services-toolkit>
- van den Bergh, J. C. J. M. (2010). Externality or sustainability economics? *Ecological Economics*, *69*(11), 2047–2052. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.009>
- Van der Ploeg, S. and de Groot, R.S. (2010). The TEEB Valuation Database – a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services. Wageningen, The Netherlands, Foundation for Sustainable Development.
- Van Dijk, W. F. A., Lokhorst, A. M., Berendse, F., & de Snoo, G. R. (2016). Factors underlying farmers' intentions to perform unsubsidised agri-environmental measures. *Land Use Policy*, *59*, 207–216. doi:10.1016/j.landusepol.2016.09.003
- Van Esbroeck, C. J., Macrae, M. L., Brunke, R. I., & McKague, K. (2016). Annual and seasonal phosphorus export in surface runoff and tile drainage from agricultural fields with cold temperate climates. *Journal of Great Lakes Research*, *42*(6), 1271–1280. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.12.014>
- Van Hecken, G., & Bastiaensen, J. (2010). Payments for ecosystem services: Justified or not? A political view. *Environmental Science and Policy*, *13*(8), 785–792. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.09.006>
- Van Hecken, G., Bastiaensen, J., & Windey, C. (2015). Towards a power-sensitive and socially-informed analysis of payments for ecosystem services (PES): Addressing the gaps in the current debate. *Ecological Economics*, *120*, 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.012>
- Van Hecken, G., Merlet, P., Lindtner, M., & Bastiaensen, J. (2019). Can Financial Incentives Change Farmers' Motivations? An Agrarian System Approach to Development Pathways at the Nicaraguan Agricultural Frontier. *Ecological Economics*, *156*, 519–529. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.030>
- Van Herzele, A., Gobin, A., Van Gossum, P., Acosta, L., Waas, T., Dendoncker, N., & Henry de Frahan, B. (2013). Effort for money? Farmers' rationale for participation in agri-environment measures with different implementation

- complexity. *Journal of Environmental Management*, 131, 110–120.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.030>
- Van Houtven, G., Mansfield, C., Phaneuf, D. J., von Haefen, R., Milstead, B., Kenney, M. A., & Reckhow, K. H. (2014). Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecological Economics*, 99, 40–52.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.018>
- Varble, S., Secchi, S., Druschke, C.G. (2016). An examination of growing trends in land tenure and conservation practice adoption: Results from a farmer survey in Iowa. *Environmental Management*, 57, 318–330.
- Varian, H. (2006). Introduction à la microéconomie. Bruxelles : Éditions de Boeck, 6<sup>e</sup> édition.
- Vatn, A. (2005). Rationality, institutions and environmental policy. *Ecological Economics*, 55(2), 203–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.001>
- Vatn, A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics*, 68, 2207–2215.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.04.005>
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1245–1252.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>
- Vatn, A., Barton, D. N., Porras, I., Rusch, G. M., & Stenslie, E. (2014). *Payments for Nature Values Market and Non-market Instruments*. Norad, Oslo, Norway.
- Vérificateur général du Québec. (2014). Rapport du commissaire au développement durable – Rapport du Vérificateur général du Québec à l’Assemblée nationale pour l’année 2014-2015, printemps 2014, 152.
- Vérificateur général du Québec. (2019). *Rapport du commissaire au développement durable Fonds vert: état de situation*. Rapport du Vérificateur général du Québec à l’Assemblée nationale pour l’année 2019-2020, Chapitre 4, Mai 2019, 20.
- Walsh, R.G., Loomis, J., Gillman, R.A. (1984). Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness. *Land Economics*, 60, 14-29.  
<https://www.jstor.org/stable/3146089?seq=1>
- Whitehead, J.C., Pattanayak, S.K., Van Houtven, G.L., Gelso, B.R. (2008). Combining revealed and stated preference data to estimate the nonmarket value of ecological

- services: An assessment of the state of the science. *Journal of Economic Survey*, 22(5), 872–908.
- Wilensky, U. (1999). NetLogo. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University. Evanston, IL.
- Wilson, G.A., (2007). Multifunctional Agriculture: A Transition Theory Perspective, CAB International, Wallingford, Oxon.
- Wilson, M. A., & Howarth, R. B. (2002). Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*, 41(3), 431–443. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00092-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00092-7)
- Wilson, S. (2008). *Ontario's Wealth, Canada's Future: Appreciating the Value of the Greenbelt's Eco-Services*. David Suzuki Foundation, 62 pages.
- Winfree, R., Gross, B. J., & Kremen, C. (2011). Valuing pollination services to agriculture. *Ecological Economics*, 71(1), 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.001>
- Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here. *Sustainability*, 5853–5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- Wolf, D., Georgic, W., & Klaiber, H. A. (2017). Reeling in the damages: Harmful algal blooms' impact on Lake Erie's recreational fishing industry. *Journal of Environmental Management*, 199, 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.031>
- Wolf, D., & Klaiber, H. A. (2017). Bloom and bust: Toxic algae's impact on nearby property values. *Ecological Economics*, 135, 209–221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.007>
- Wood, S. (Personal communications). INVEST GIS maps.
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, (42), 32. Retrieved from <http://www.cifor.cgiar.org>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock : A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries, 5. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>

- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Wynne-Jones, S. (2013). Ecosystem Service Delivery in Wales: Evaluating Farmers' Engagement and Willingness to Participate. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 15(4), 493–511. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2013.788443>
- Xue, D., & Tisdell, C. (2001). Valuing ecological functions of biodiversity in Changbaishan Mountain Biosphere Reserve in Northeast China. *Biodiversity and Conservation*, 10(3), 467–481. <https://doi.org/10.1023/A:1016630825913>
- Yoo, J., Simonit, S., Connors, J.P., Kinzig, A.P., Perrings, C. (2014). The valuation of off-site ecosystem service flows: Deforestation, erosion and the amenity value of lakes in Prescott, Arizona. *Ecological Economics*, 97, 74–83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.11.001>
- Zabel, A., Roe, B. (2009). Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics*, 69, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.001>
- Zaga-Mendez, A., Kolinjivadi, V., Bissonnette, J., & Dupras, J. (2020). Mixing Public and Private Agri-Environment Schemes : Effects on Farmers Participation in Quebec , Canada. *International Journal of the Commons*, 14(1), 296–312.
- Zedler, J.B., Kercher, S. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39–74.
- Zhang, C., & Boyle, K. J. (2010). The effect of an aquatic invasive species (Eurasian watermilfoil) on lakefront property values. *Ecological Economics*, 70(2), 394–404. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.011>
- Zhang, T. Q., Tan, C. S., Wang, Y. T., Ma, B. L., & Welacky, T. (2017). Soil phosphorus loss in tile drainage water from long-term conventional- and non-tillage soils of Ontario with and without compost addition. *Science of the Total Environment*, 580, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.019>
- Zhang, W., & Sohngen, B. (2018). Do U.S. Anglers Care About Harmful Algal Blooms? A Discrete Choice Experiment of Lake Erie Recreational Anglers. *American Journal of Agricultural Economics*, 100(3), 868–888. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay006>

