



# L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques

Un guide méthodologique pour une augmentation de la capacité à prendre des décisions d'adaptation

Février 2013



ESG UQÀM



Ressources naturelles  
Canada

Natural Resources  
Canada

Canada

*Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres*

# Rédaction

---

## **Direction de l'étude**

Jean-Pierre Revéret

## **Auteurs**

Jérôme Dupras, Jean-Pierre Revéret et Jie He

## **Collaborateurs**

Jean-Philippe Boyer et Philippe Crabbé (section transfert de bénéfices)

Thomas Poder (section outils d'aide à la décision)

## **Auteurs étude de cas sur les milieux humides**

Jie He, Fanny Moffette, Jean-Philippe Boyer, Jean-Pierre Revéret, Jérôme Dupras

## **Auteurs étude de cas sur l'agroforesterie**

Mahbulul Alam, Jérôme Dupras, Alain Olivier, Alain Paquette et Jean-Pierre Revéret

## **Auteurs étude de cas sur les corridors de biodiversité**

Jérôme Dupras, Andrew Gonzalez, Cécile Albert, Cyril Michaud et Jean-Pierre Revéret

## **Auteurs étude de cas sur le recyclage**

Amélie Côté et Jie He

# Remerciements

---

Nous tenons à remercier ici les membres du comité de suivi de ce projet, Robert Siron (OURANOS), Claude DesJarlais (OURANOS), Paul Lanoie (HEC Montréal) et Diane Dupont, (BROCK University). Nous remercions aussi des collaborateurs qui nous ont accompagné au long du projet, Michel Archambault et Sylvie Blangy (UQAM), Bert Klein (MRN), Manuele Margni (CIRAIG), Richard Fournier, Jérôme Théau et Alain Webster (U. Sherbrooke). Les travaux ont été réalisés en partenariat avec Ressources naturelles Canada.

# Sommaire

---

Ce guide vise à assurer un maximum d'homogénéité et de standardisation dans l'utilisation au Québec des outils qui visent à donner une valeur économique aux valeurs d'usage et de non usage liées à des variations de qualité des écosystèmes et des services écosystémiques qu'ils fournissent à la société dans le cadre des changements climatiques.

De cet objectif naissent trois sous-éléments. D'abord faire le point sur la littérature récente dans le domaine des outils d'évaluation économique de l'environnement, des biens et services écosystémiques, en insistant particulièrement sur des applications dans le domaine des changements climatiques. Identifier ensuite les forces et faiblesses des méthodes et leur pertinence pour diverses situations réelles ainsi que leur capacité à produire des résultats susceptibles d'être transposés à d'autres écosystèmes au Québec. Illustrer finalement les méthodes ou combinaisons de méthodes sur le terrain par une série d'études de cas fondées entre autres sur des projets financés par OURANOS, assurant ainsi un maximum de pertinence pour les cas retenus.

Le guide se divise donc en deux parties, une première théorique et conceptuelle qui permet de couvrir les éléments relatifs à l'évaluation économique des aménités naturelles non marchandes et une deuxième qui y pose un regard pratique par le biais de quatre études de cas.

## **PREMIÈRE PARTIE**

Outre l'introduction et la conclusion générale, la première partie se divise en cinq chapitres, dont voici un résumé analytique :

### **Biens et services écosystémiques**

Les biens et services écosystémiques (BSE) réfèrent aux bénéfices que les sociétés humaines tirent de la nature. C'est un concept relativement récent qui vise à concevoir les écosystèmes en une série d'attributs, vecteurs de bien-être, qui rendent la vie possible à l'être humain. Des développements récents de ce concept ont fait en sorte qu'il constitue désormais un incontournable dans les diverses stratégies de protection, mise en valeur et restauration du capital naturel autant au plan politique, institutionnel qu'en relation avec le monde des affaires.

Afin de cerner les tenants et aboutissants propres aux BSE, le premier chapitre propose un historique du concept qui couvre les premières mentions de cette notion dans les années 70 jusqu'aux enjeux actuels, en passant par les principales ponctuations que représentent entre autres les écrits de Daily (1997), Costanza (1997) et du Millenium Ecosystem Assessment (2005).

La deuxième partie de ce chapitre se penche sur l'un des principaux points de débat entourant le concept de BSE, soit leur typologie et leur classification. En effet, s'il est généralement accepté dans la communauté scientifique que les écosystèmes produisent des retombées non marchandes qui impactent positivement les communautés humaines, la façon de les catégoriser soulèvent plusieurs questions. Une classification des BSE s'impose dans la mesure où elle est nécessaire pour articuler des comparaisons entre différents écosystèmes et leur état. Le point de référence utilisé dans cet ouvrage pour guider la revue de la littérature est la parution en 2005 du rapport de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (ÉÉM) (*Millenium Ecosystems Assessment*). Ce rapport a fortement influencé la conception des services rendus par la nature et constitue à bien des égards une publication pivot dans ce champ de recherche. La classification classique des BSE pré-ÉÉM a quasiment cessé après sa publication et plusieurs des classifications en aval de l'étude peuvent être considérées, d'une façon ou d'une autre, comme des dérivés ou des adaptations ad hoc de celle utilisée dans l'ÉÉM.

Finalement, le chapitre se clôt par une brève incursion dans le champ de la productivité des écosystèmes par le truchement de la relation entre fonctions écologiques dans les systèmes naturels et production des BSE.

### **Impact des changements climatiques**

Dans ce chapitre, nous poserons un regard sur quelques principaux secteurs sensibles au potentiel d'impact des changements climatiques, en se concentrant particulièrement sur la relation entre les milieux naturels et les changements climatiques puisque ceux-ci représentent le secteur relatif à l'économie qui produit le plus de biens et services non marchands. L'évaluation économique des biens non marchands tel que traitée dans ce guide relève davantage de la section qui évalue les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes et la biodiversité, car plusieurs de leurs composantes n'ont *a priori* pas de valeur qui sont véhiculées sur les marchés. Toutefois, certaines techniques d'évaluation décrites au chapitre 3 sont relatives aux prix de marchés directs ou à des marchés alternatifs et peuvent faire porter l'analyse des impacts climatiques sur des paramètres plus tangibles. Les autres sections de ce chapitre tracent brièvement les contours des impacts types des changements climatiques au Québec dans les secteurs de l'environnement bâti, de l'économie et de la santé.

### **Valeur économique**

La démarche d'inclusion de la valeur économique totale de la nature dans une logique néoclassique naît de la rencontre de deux éléments d'analyse fondamentaux : d'un côté les composantes physiques, biotiques et abiotiques qui meublent l'espace et de l'autre, le regard que porte l'individu sur ces éléments. Afin de comprendre comment l'économie peut élargir son spectre à des considérations non marchandes et soulever la question

de la valeur de la biodiversité et des écosystèmes, ce chapitre aborde les principaux éléments nécessaires à cette démarche.

La première section définit comment la nature peut être posée en bien économique dans son sens classique. Ainsi, avant d'entreprendre une analyse économique de la nature et de l'environnement, il convient de se pencher sur les caractéristiques qui la rendent propre à une telle démarche, cette section montrera à travers l'analyse de la typologie des biens économiques comment la nature peut être intégrée de différentes façons dans le cadre d'analyse économique standard.

La deuxième section porte sur la valeur totale des BSE. La notion de valeur économique totale (VET) chapeaute l'ensemble des valeurs issues de la nature, que l'on veuille les monétariser ou non. La VET inclut plusieurs types de valeurs : la valeur d'usage directe représente la valeur traditionnellement véhiculée sur les marchés économiques ; la valeur d'usage indirecte représente la valeur générée par la nature et qui affecte indirectement le bien-être humain mais qui n'est pas véhiculée sur les marchés traditionnels ; les valeurs d'option représentent quant à elles la valeur d'utilisation future des ressources naturelles. De l'autre côté, les valeurs de non-usage (valeur d'héritage et d'existence) sont difficilement quantifiables mais sont bien réelles en participant au bien-être humain. Elles s'inscrivent dans une optique de respect et d'équité intra et intergénérationnelle.

La troisième section présente les outils qui sont disponibles pour saisir la valeur non marchande de la nature. La mesure de la valeur des BSE se fait par le biais de méthodes de valorisation qui reposent sur les coûts associés à la perte des services offerts par les écosystèmes ou qui analysent les préférences et comportements des individus. Dans le premier cas, la relation aux marchés économiques existants permet de relier une valeur aux services offerts par les milieux naturels en considérant leur remplacement par des alternatives. Dans le deuxième, on juge que les individus étant les meilleurs juges de leurs préférences, ils choisissent le « panier de biens » qui maximise leur utilité nous dit la théorie économique. Cette section présente les caractéristiques, fondements et forces et faiblesses dans un contexte de changements climatiques des méthodes suivantes : prix de marché, variation de production, dépenses de protection, coûts de remplacement, coûts de transports, prix hédonistes, évaluation contingente, choix multi-attributs et transfert de bénéfices.

### **Aide à la décision**

La finalité des exercices d'évaluation monétaire des BSE peut être à géométrie variable, tantôt la valeur trouvée est intégrée à un processus de décision afin d'offrir une compréhension économique plus large des enjeux ou elle peut être incluse dans une démarche compensatoire, tantôt elle sert à calculer le coût des dommages d'une catastrophe naturelle, tout comme elle peut servir de moteur argumentaire à la protection des composantes naturelles étudiées. De façon plus exhaustive, leur utilisation se fait via l'intégration à des analyses coûts-avantages, à des évaluations de dommages, à la quantification des compensations pour dommages environnementaux,

à la planification et l'usage du territoire, aux comptes verts, aux outils de mise en œuvre du développement durable ou à des actions de sensibilisations environnementales.

Les trois premières sections de ce chapitre discutent de l'utilisation de la valeur des BSE par diverses instances : stratégies d'adaptation et prise de décision, les récentes perspectives normatives posées sur les BSE et leur usage et la double relation entre les entreprises et les BSE. La dernière section du chapitre propose un regard sur les outils d'aide à la décision qui intègrent de façons diverses les valeurs des BSE, notamment l'analyse coûts-avantage et l'analyse de cycle de vie.

## **Synthèse**

Cette section a pour objectif de synthétiser les précédentes en schématisant les concepts abordés. Pour ce faire, des conclusions sur la pertinence des méthodes dans des contextes sociaux, économiques et environnementaux particuliers sont présentés. Un survol de la littérature sur l'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans une perspective de changements climatiques y est également proposé. Cette analyse permet de dégager des conclusions sur l'application des différentes techniques pour différentes catégories de services écosystémiques.

## **DEUXIÈME PARTIE**

La seconde partie du guide est une illustration des dimensions théoriques vues dans la première. En s'arrimant à d'autres projets financés par Ouranos (les trois premières études de cas sont tirées de projets du programme Éco-bioCC d'Ouranos), nous présentons dans cette section quatre études de cas qui évaluent la valeur de certains services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques au Québec.

### **Étude de cas sur les milieux humides**

Dans l'objectif d'évaluer la valeur économique de milieux humides dans les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour, nous avons développé une banque de données à partir de 51 études, réalisées dans 21 pays différents, pour réaliser une méta-analyse. Les études ont été soigneusement choisies selon leur crédibilité scientifique et leur pertinence en vue de leur transférabilité au cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. Notre méta-analyse se focalise plus spécifiquement sur comment l'existence ou non des trois principales fonctions écologiques des milieux humides (MH), la filtration des sédiments, la régulation des débits de crues et le support d'habitats fauniques pour la biodiversité, affecte la valeur des milieux humides. Les résultats de notre recherche appuient l'importance de considérer différentes variables de contrôle dans l'évaluation économique des fonctions écologiques. De plus, nous mettons l'accent sur une non-segmentation des caractéristiques du MH lors de l'étape du transfert de bénéfices ce

qui, en d'autres mots, implique l'utilisation de différentes caractéristiques, notamment géographiques et socio-économiques, dans l'attribution d'une valeur à un MH spécifique. Sur cette base, la valeur d'un MH varie d'un MH à l'autre.

### **Étude de cas en agroforesterie**

Le projet présenté ici vise à déterminer les bénéfices potentiels de l'aménagement de terres agricoles à l'aide de systèmes agroforestiers multifonctionnels, notamment les systèmes de cultures intercalaires, pour la résistance des agroécosystèmes et leur capacité à mieux tolérer les impacts des changements climatiques anticipés au Québec. La multifonctionnalité anticipée de tels systèmes réfère aux nouvelles fonctions attendues de la présence des arbres, notamment : économique, par la production ligneuse (diversification de la production) ; écologique, par la diversité spécifique et d'occupation de l'espace aérien et souterrain (diversité de structure) qui auraient des impacts environnementaux favorables ; mais aussi sociale, par exemple par le rehaussement de la qualité esthétique du paysage. L'étude de cas se fonde sur ce projet et vise à déterminer plus spécifiquement la quantité et qualité du service écosystémique de régulation du climat global, via la fixation de carbone, que l'intégration des systèmes agroforestiers permet. Afin d'illustrer la démarche proposée dans ce guide, la modification de la quantité de carbone séquestré due à l'agroforesterie sera estimée monétairement par une méta-analyse révisant la littérature scientifique pertinente. Nous sommes bien conscients que nous ne traitons ici que d'un seul service pour des considérations de temps disponible et que cette même étude aurait pu couvrir un spectre de service plus large.

### **Étude de cas sur les corridors écologiques**

Les activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation et le développement routier, ont grandement fragmenté le paysage des basses-terres du Saint-Laurent. L'état de la biodiversité, intimement lié à la taille des milieux naturels intacts et à leur connexion, est fragilisé du fait de la fragmentation du territoire. Face aux tendances de l'évolution du territoire et aux impacts potentiels des changements climatiques, une solution pour maintenir les capacités de déplacements des espèces est d'identifier et de protéger de multiples corridors potentiels de migration entre des zones sources et des zones de destinations. La première partie de cette étude de cas vise à déterminer la valeur du changement d'utilisation des terres dans le territoire d'étude selon deux scénarios d'évolution du territoire en utilisant l'approche de transfert de bénéfices évaluant neuf grands services écosystémiques. La deuxième partie fait ressortir les limites de cette démarche et explore ce que pourrait être une alternative basée sur l'évaluation contingente qui permettrait d'estimer plus finement la valeur non marchande associée au maintien de la biodiversité.

## **Étude de cas sur le recyclage**

La *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* adoptée en 2011 par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) aborde la question de la consignation des matières recyclables. À cet effet, l'action 31 du Plan d'action propose d'évaluer la performance des systèmes. C'est dans ce contexte que s'inscrit l'étude de cas présentée, qui traite de la récupération des contenants de boisson au Québec et a été réalisée pour REcyc Québec. Elle intègre l'approche multi-attributs afin de quantifier la volonté à payer (VAP) des individus pour différents éléments en lien avec la récupération des contenants de boisson, notamment les réductions d'émissions de gaz à effet de serre (GES). Dans ce sens, même si elle ne s'intègre pas dans la perspective de l'adaptation aux changements climatiques, elle garde toute sa pertinence ici. Un questionnaire a été administré à 1209 Québécois pour en arriver aux résultats obtenus et analysés. Cette étude de cas se divise en quatre parties : la mise en contexte de la recherche, l'explication détaillée du lien entre la récupération des contenants de boisson et les émissions de GES, la présentation du questionnaire et de l'approche multi-attributs, ainsi que les résultats.

En conclusion de la présentation de ces études de cas, nous devons souligner que les différentes valeurs estimées/proposées par ces 4 études pour certains volets de changements climatiques, comme la réduction d'émission des gaz aux effets de serre ne sont pas tout à fait comparables. Ceci est dû au fait que l'obtention de ces valeurs se base sur des différents scénarios de départ et des mesures variation différentes mais reflète tout à fait bien la situation réelle dans laquelle sont menées les études au Québec ou à travers le monde.

# Table des matières

---

Introduction	11
<b>PREMIÈRE PARTIE : THÉORIE ET ANALYSE</b>	<b>17</b>
<b>1. Biens et services écosystémiques</b>	<b>18</b>
1.1. Historique du concept	19
1.2. Typologie et classification des biens et services écosystémiques	21
1.3. Relation entre fonctions écologiques et services écosystémiques	27
<b>2. Impacts des changements climatiques</b>	<b>28</b>
2.1. Infrastructures	29
2.2. Économie	31
2.3. Santé et mode de vie	35
2.4. Environnement, écosystèmes et biodiversité	35
<b>3. Valeur économique</b>	<b>37</b>
3.1. La nature comme bien économique	37
3.2. La valeur économique totale	39
3.3. Les méthodes d'évaluation économique de la nature	41
3.3.1 Méthodes basées sur les marchés directs	43
3.3.1.1. Prix de marché	43
3.3.1.2. Variation de production	44
3.3.1.3. Forces et faiblesses des méthodes basées sur les prix de marché dans un contexte de changements climatiques	46
3.3.2 Méthodes basées sur les coûts	47
3.3.2.1. Dépenses de protection	47
3.3.2.2. Coûts de remplacement	48
3.3.2.3. Forces et faiblesses des méthodes basées sur les coûts dans un contexte de changements climatiques	49
3.3.3. Méthodes basées sur les préférences révélées	50
3.3.3.1. Coûts de transport	50
3.3.3.2. Prix hédonistes	56
3.3.3.3. Forces et faiblesses des méthodes de préférences révélées dans un contexte de changements climatiques	61
3.3.4. Méthodes basées sur les préférences exprimées	62
3.3.4.1. Évaluation contingente	63
3.3.4.2. Approche des choix multi-attributs	68
3.3.4.3. Forces et faiblesses des méthodes de préférences exprimées dans un contexte de changements climatiques	73
3.3.5. La méthode du transfert des bénéfiques	73
3.3.5.1. Transfert de valeurs sans ajustement	75
3.3.5.2. Transfert de valeurs avec ajustement	76
3.3.5.3. Transfert de fonctions	76
3.3.5.4. Méta-analyse	77
3.3.5.5. Critères et tests d'évaluation de la qualité	79

3.3.5.6. Forces et faiblesses du transfert de bénéfices dans un contexte de changements climatiques	81
<b>4. Aide à la décision</b>	<b>85</b>
4.1. Stratégies d'adaptation et prise de décisions	85
4.2. Les récentes perspectives normatives posées sur les BSE et leur usage	85
4.3. La double relation entre les entreprises et les BSE	88
4.4. Les outils d'aide à la décision	89
<b>5. Synthèse</b>	<b>98</b>
5.1. Choix de la méthode	98
5.2. Revue de la littérature	101
<b>Conclusion</b>	<b>106</b>
<b>DEUXIÈME PARTIE: ÉTUDES DE CAS</b>	<b>108</b>
1. Étude de cas sur les milieux humides	109
2. Étude de cas en agroforesterie	137
3. Étude de cas sur les corridors écologiques	155
4. Étude de cas sur le recyclage	179
<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>193</b>
<b>ANNEXE 1 : Détail de la revue de littérature</b>	<b>212</b>

# Introduction

---

Les écosystèmes diversifiés du Québec fournissent de nombreux avantages dont bénéficient les communautés : aux milieux humides qui préviennent les inondations en jouant un rôle de zone tampon, aux boisés qui agissent à titre de filtre naturel de l'air ou encore aux insectes pollinisateurs sans qui le système agricole serait précaire. La nature fournit de nombreux bénéfices immatériels qui, au-delà de services d'approvisionnement direct comme la nourriture ou le bois de chauffage, participent à la régulation des systèmes naturels, à la culture et au patrimoine et fournissent un apport substantiel aux systèmes économiques. Communément appelés Biens et Services Écosystémiques (BSE), ces éléments sont utiles et essentiels au bien-être humain et dans bien des cas, ne peuvent être substitués par des produits de fabrication humaine.

De nombreux éléments constitutifs du patrimoine naturel n'ont a priori pas de valeur chiffrable et ne se réfèrent à aucun marché économique existant. Conséquemment, on leur attribue un prix nul, ce qui rend difficile leur inclusion dans le système économique et conduit à une utilisation non durable. Cette négation en termes économiques de la rareté de certaines ressources naturelles, de leur importance pour les systèmes naturels et humains et de leur participation indéniable à la création de richesse et de bien-être entraîne un déséquilibre fondamental dans leur utilisation. Celui-ci engendre une distorsion dans la planification de l'aménagement et du développement de milieux urbains et périurbains où les arbitrages entre protection, exploitation et transformation des milieux naturels sont importants. Dans un contexte de changements climatiques, ce manque de représentativité se traduit notamment par la production d'incitatifs et stratégies d'adaptation qui ne tiennent pas compte de la réalité du patrimoine naturel. Ce regard sur la relation entre les changements dans les systèmes naturels et les changements correspondants dans le bien-être de l'homme constitue aujourd'hui un objectif à la fois de l'écologie et de la science économique (Boyd, 2007).

Même en l'absence du phénomène des changements climatiques, la protection, la gestion et la mise en valeur des richesses naturelles sont des objectifs politiques importants. Certaines contraintes environnementales comme le changement d'utilisation des terres, la demande croissante pour les ressources naturelles ou la pollution de l'air, de l'eau et des sols s'élèvent comme des menaces à la biodiversité et aux écosystèmes. Cette érosion de la qualité des écosystèmes et de la biodiversité n'est pas facilement visible à travers des indicateurs économiques et il en résulte une certaine invisibilité aux yeux des décideurs publics ou privés. L'analyse économique des biens et services écosystémiques tente de juguler cette problématique en explicitant la réelle contribution du patrimoine naturel à la richesse des communautés et les conséquences d'une érosion marquée de leurs aménités face à des facteurs de perturbation.

En ce sens, les changements climatiques posent de nouveaux et importants défis, non seulement pour l'adaptation des systèmes économiques, mais au sein même de la communauté scientifique de « l'économie écologique »<sup>1</sup> (Anderson et M'Gonigle, 2012), car il modifie la quantité et l'emplacement des services produits par les systèmes naturels. L'adaptation au changement climatique impliquera la protection et la gestion des richesses naturelles au gré des changements ou menaces provenant des modifications du climat.

Ce rapport se concentre sur deux grandes questions relatives aux services écosystémiques, à leur monétarisation et ce, dans le contexte des changements climatiques. Tout d'abord, au niveau de la quantification des services, quels types de problèmes d'adaptation seront créés par des changements du climat, à la fois dans la forme, l'ampleur et la localisation des biens et services écosystémiques? Les changements climatiques modifieront les systèmes naturels et conduiront ainsi à un nouvel arrangement dans la répartition, la distribution et la quantité des richesses naturelles. Dans certains cas, ces variations pourront augmenter la productivité de certains systèmes naturels (par exemple, dans les systèmes agricoles du Québec, les saisons de croissance seront plus longues). Cependant, dans la majeure partie des cas, ces impacts seront négatifs : hausse des événements extrêmes comme les inondations, vagues de chaleur intense, périodes de sécheresse et la disparition d'habitats d'espèces. Conséquemment, si le Québec est à plusieurs égards moins à risque que d'autres régions du globe en ce qui a trait à certains services, il est néanmoins vraisemblable que l'emplacement et la disponibilité des richesses naturelles soient susceptibles de migrer de façon plus ou moins prévisible. Ces changements biophysiques peuvent et doivent ainsi être considérés comme des impacts économiques auxquels les institutions, entreprises et communautés devront s'adapter.

En plus de modifications profondes aux schèmes et constituants des écosystèmes, cette dégradation des systèmes naturels pourra conduire à des changements de l'organisation sociale plus ou moins perturbateurs. La production commerciale et agricole, les populations et l'aménagement du territoire vont moduler en réponse aux changements dans des caractéristiques naturelles. Ces changements ont un fort potentiel de création de boucles de rétroactions sociales puisque le déplacement de population entraîne avec elles le déplacement de leur empreinte sur les systèmes naturels. Ce seront donc de nouvelles pressions qui en résulteront. En d'autres termes, les biens et services écosystémiques constituent d'un côté le chemin vers l'adaptation aux changements climatiques, mais également la cible de nouveaux stress.

La deuxième question posée dans ce guide est de savoir comment les politiques d'adaptation au climat doivent s'attarder à la protection et à la gestion des richesses naturelles face à la réalité climatique. Une série de politiques d'adaptation et d'outils de mise en œuvre sont disponibles : ils vont d'investissements dans la protection des

---

<sup>1</sup> L'économie écologique est une communauté scientifique issue d'un dialogue entre économistes et écologues, biologistes et autres scientifiques des sciences de la nature qui, depuis le milieu des années 80, ont développé une nouvelle vision de la science économique intégrant mieux les systèmes naturels dans l'analyse économique.

ressources naturelles à la réglementation de l'utilisation des terres, aux incitatifs de séquestration et de réduction d'émissions, aux mécanismes de plafonnement et d'échanges d'émissions, à l'altération des prix des ressources naturelles, jusqu'aux incitatifs fiscaux directs. Les outils économiques et non-économiques des politiques publiques sont donc existants, mais leur calibrage grâce à des indicateurs économiques non marchands et relatifs aux systèmes naturels reste à faire dans une large portion.

Pour toutes ces options de gestion de l'adaptation, deux grandes caractéristiques du problème sont particulièrement importantes. Le premier défi réside dans le déplacement géographique de la richesse naturelle au fil du temps. Des approches politiques qui supposeraient des conditions statiques des écosystèmes conduiraient à des interventions inappropriées sur le plan écologique et qui seraient de surcroît économiquement coûteuses et inefficaces.

Le deuxième défi est la difficulté inhérente à la mesure de la richesse naturelle. La gestion de patrimoine nécessite une mesure biophysique qui peut se traduire en termes économiques. Pour des raisons qui seront expliquées ci-dessous, ce défi nécessite des investissements importants dans l'évaluation biophysique et économique des systèmes naturels. La capacité actuelle de surveiller les changements dans l'économie des écosystèmes et de la biodiversité ne correspond pas à notre capacité à suivre l'évolution de l'économie de marché. Les questions comme l'analyse dans les temps longs qui font intervenir les valeurs d'options ou la rencontre de points de bascule rendent difficilement prévisibles certains aspects de l'économie des systèmes naturels.

## **Impacts économiques non marchands et valeur totale**

Il est désormais admis que les changements climatiques auront des impacts probants sur divers aspects du Québec économique, social et environnemental (Desjarlais et al, 2010). Autant au niveau de l'environnement bâti du Nord au Sud, des activités économiques, de l'agriculture à la foresterie en passant par le tourisme, de la santé, des modes de vie et de la biodiversité et des milieux naturels, les conséquences des forçages climatiques anthropiques seront multiples et à degrés divers. Au fil des caractérisations de ces impacts, la connaissance de leur mesure biophysique se raffine et les stratégies d'adaptation laissent poindre une série de solutions qui permettront de réduire les effets négatifs des perturbations, voir notamment à ce sujet les projets du programme ÉcoBioCC d'Ouranos (Siron, 2010 ; Berteaux, 2010).

Intuitivement, il est possible de déduire que ces impacts sur le milieu environnant des Québécois engendreront également des impacts économiques. Depuis quelques années, des démarches quantitatives ont été menées autant au niveau international (Rapport Stern, 2006), que national (NRDC, 2008 pour les Etats-Unis, Ackerman et Stanton, 2006 pour l'Angleterre) pour saisir l'ampleur de ces effets sur l'économie. Au Canada, la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie avançait en 2011 que, sans mesures adaptatives, les répercussions des variations climatiques pourraient

engendrer des coûts de 5 milliards par année en 2020 et entre 21 et 43 milliards en 2050.

Les études allant en ce sens portent sur une analyse de la valeur marchande des impacts des changements climatiques, tel des variations dans la productivité agricole ou des coûts de remplacement des infrastructures. Toutefois, ces analyses ne sauraient être complètes sans tenir compte de la valeur totale de la nature, soit les valeurs d'usage direct qu'elle peut fournir aux collectivités, mais aussi les valeurs d'usage indirect qui affectent le bien-être des collectivités mais qui ne sont pas transigées sur des marchés économiques, les valeurs d'option et de legs qui recèlent une dimension trans-générationnelle et les valeurs d'existence.

La façon la plus probante de tendre vers une représentation de la valeur économique totale (VET) des actifs naturels dans le système économique est de se référer à des méthodes aptes à mesurer une large part des services écologiques fournis par ceux-ci. En concevant un écosystème ou élément naturel comme un ensemble de vecteurs d'utilité, il est possible de les intégrer au schéma de la VET ; certains services étant des vecteurs générant une valeur d'usage directe, d'autres produisent des valeurs culturelles, esthétiques et ainsi de suite. Le concept de VET sera détaillé à la section 3.2.

Certaines conséquences des changements climatiques ont une valeur marchande comme la perte de productivité agricole. Il importe aussi de signaler l'ampleur de la valeur non-marchande de ces changements, notamment la valeur d'usage indirect des écosystèmes comme la pollinisation, le stockage de carbone ou la filtration de l'eau dans les milieux humides. Celle-ci est souvent plusieurs fois plus importante que la valeur d'usage direct des ressources ; de nombreuses références en témoignent (voir notamment Centre d'analyse stratégique, 2009 ; TEEB, 2010). Beaucoup de projets de protection de l'environnement et des ressources naturelles ne pourraient probablement jamais se justifier sur un plan économique sans la considération de la valeur indirecte de ces ressources naturelles qu'il faut donc déterminer. On peut rappeler ici que les analyses économiques fondées sur l'hypothèse d'un bon fonctionnement du marché, comme entre autres le modèle de EGC (Équilibre Général Calculable) ne peuvent ni révéler ni inclure de composantes reflétant ce type de valeur.

Les méthodes pertinentes pour ce type de calcul ont été développées depuis plusieurs décennies et l'on constate qu'après avoir été fortement critiquée, voire rejetée sur une base éthique ou philosophique, l'évaluation monétaire de l'environnement fait aujourd'hui l'objet d'une très forte demande sociale autant des gestionnaires et décideurs des secteurs publics que privés, voire même des ONGs. Cette diversité des méthodes et les différences qui peuvent en découler au niveau des résultats est à même de soulever un enjeu non négligeable : une même réalité, la variation de qualité d'un écosystème, mesurée par deux méthodes différentes pourra avoir des valeurs différentes. Il importe donc de minimiser les cas dans lesquels on ne sait pas si la différence observée entre deux mesures provient d'une différence réelle ou d'une différence induite par les méthodes utilisées. Un effort d'harmonisation et de choix

méthodologique semble donc une priorité si l'on veut permettre un usage non ambigu des informations fournies au décideur.

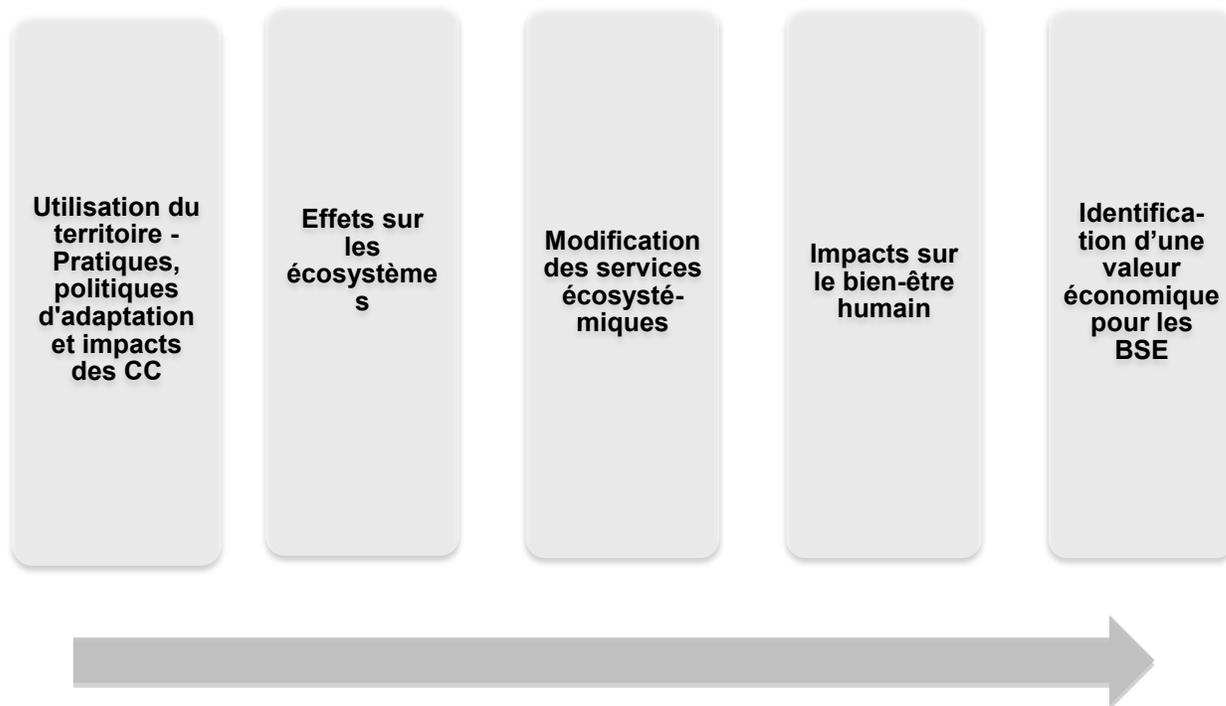
On voit donc toute la pertinence de ces questionnements dans le champ de l'adaptation aux changements climatiques puisque des enjeux de priorisation des actions seront omniprésents et que de telles priorisations doivent être effectuées avec des données les plus objectives possibles. La prise de décision sur l'adoption des stratégies d'adaptation doit se faire au meilleur des connaissances. La mise en évidence des valeurs intrinsèques mais non-marchandes des actifs naturels permet de fournir des indicateurs économiques plus précis et représentatifs de la réalité dynamique du phénomène des changements climatiques.

Puisque la réalisation d'études sur la valeur économique des biens et services naturels est un processus qui demande temps, argent et expertise, la demande sociale pour transférer des valeurs trouvées sur un site donné vers d'autres cibles est en forte croissance. Le transfert de valeur représente à juste titre une démarche au fort potentiel. Toutefois, les incertitudes liées à l'utilisation de résultats antérieurs et produits ailleurs sont nombreuses. Pensons aux échelles de temps et d'espace, aux conditions socioéconomiques qui déterminent la demande et à plusieurs autres facteurs qui complexifient le processus.

Ce guide se veut un document d'encadrement qui tissera les bases des marches à suivre pour l'estimation de valeurs non-marchandes et pour le juste transfert de résultats. Il s'adresse en premier lieu aux gestionnaires publics ou privés non-experts qui doivent intégrer la nouvelle réalité des changements climatiques dans leurs planifications via des stratégies d'adaptation, mesures compensatoires ou autres mesures de compromis. Les impacts des modulations du climat ayant des conséquences économiques probantes, la mesure d'un plus large spectre de valeurs leur permettra un meilleur éclairage sur la décision à prendre. Pour ce faire, ce guide se veut un accompagnateur méthodologique dans l'identification de valeurs tutélaires pour des services naturels non-marchands. Une approche d'évaluation est proposée pour guider le lecteur dans les étapes clés de ce type d'évaluation monétaire.

Cette démarche se fonde d'abord sur le regard des impacts des changements climatiques sur les systèmes naturels et les effets sur les services rendus par ces derniers. Ainsi, la première étape d'une démarche de valorisation des BSE doit se pencher sur l'identification des facteurs de pressions, leurs effets et la quantification de la variation positive ou négative des biens et services écosystémiques. La deuxième étape fait intervenir la dimension économique où l'on cherche à mesurer l'impact de la variation de services naturels sur la variation du bien-être humain. Il devient donc possible d'estimer la valeur des éléments trouvés dans la première étape en opérant un transfert de bénéfices ou en réalisant une étude selon les principes d'harmonisation méthodologiques soulignés dans le guide.

**Figure 1 : Composantes et progression de la démarche d'évaluation monétaire des services écosystémiques affectés par les changements climatiques.**



La première partie du guide sera consacrée à un regard sur l'approche théorique et les méthodologies d'évaluation économique des biens et services rendus par les écosystèmes et se divise en quatre sections. La première pose un regard sur le concept de biens et services écosystémiques, de leur définition à leur classification en passant par l'historique. La seconde survole brièvement les types d'impacts des changements climatiques attendus au Québec, alors que la troisième section détaille l'évaluation économique en s'attardant aux forces et faiblesses de chacun des principaux outils dans un contexte de variation du climat. La quatrième section s'attarde à faire la synthèse des trois premières en évaluant le choix d'une méthode dépendamment du contexte et service à évaluer. Cette section fait également une revue de la littérature méthodologique d'évaluation des BSE dans un contexte de changements climatiques. La dernière offre un bref survol de l'utilisation qui peut être faite des résultats dans une perspective d'aide à la décision.

Dans la deuxième partie, le lecteur retrouvera un recueil de quatre études de cas présentant des situations où sont évalués des services écosystémiques fournis par les milieux humides, les corridors écologiques et l'agroforesterie dans un contexte de changements climatiques.

# PREMIÈRE PARTIE : THÉORIE ET ANALYSE

---

# 1. Biens et services écosystémiques

---

En analysant la scène scientifique internationale relative à l'environnement, force est de constater que la notion de biens et services écosystémiques constitue désormais un incontournable dans les diverses stratégies de protection, mise en valeur et restauration du capital naturel (ex. : *Millenium Ecosystem Assessment*, 2005 ; Centre d'analyse stratégique, 2009 ; *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, 2010). De nombreux cautionnements institutionnels, comme la création récente de l'*Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, témoignent de la pertinence de l'utilisation des BSE comme langage commun dans une perspective mondiale de mitigation des impacts néfastes sur l'environnement. Malgré certains questionnements sur l'utilisation et l'universalité de la progression type entre fonction – service – bien-être humain (Thompson et Starzomsky, 2006), un ensemble de facteurs positifs pousse au recours aux BSE pour développer une approche normative participant à la fixation d'objectifs dans la gestion des systèmes écologiques et dans l'élaboration de stratégies d'adaptation.

Les biens et services écosystémiques réfèrent aux bénéfices que soutirent les sociétés humaines de la nature. C'est un concept relativement récent qui vise à concevoir les écosystèmes en une série d'attributs, vecteurs de bien-être, qui rendent la vie possible à l'être humain (Boyd et Banzhaf, 2005). Les travaux des frères Odum, de King et Helliwell soulignent dans les années 60 et 70 la dépendance de l'être humain à la nature par le biais des aménités qu'elle lui fournit ; l'idée n'est donc pas nouvelle, mais elle a subi des reformulations la rendant plus opérationnelle et qui, surtout, en font un concept passerelle entre les sciences de la nature et les sciences humaines, l'économie en particulier.

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

À travers la définition du concept de biens et services écosystémiques<sup>2</sup> et le regard sur la relation entre le capital naturel (la biodiversité et les écosystèmes) et les services

---

<sup>2</sup> Les termes biens et services «écologiques» et «environnementaux» sont aussi utilisés. Nous nous référons dans ce guide au terme «biens et services écosystémiques», une traduction de l'expression anglaise *Ecosystem services*. Fondamentalement, la différence n'est pas liée au concept, mais à la façon de le décrire. Les biens et services «écosystémiques» et «écologiques» visent les services rendus aux hommes par les écosystèmes, tandis que les services «environnementaux» renvoient à une approche en termes d'externalité positive entre acteurs économiques (Méral, 2010).

d'utilité, nous approfondirons les aspects biophysiques d'une démarche d'évaluation économique. Ainsi, la première partie de cette section décrit les biens et services écosystémiques (BSE) et positionne le concept dans son contexte historique. La seconde aborde les enjeux liés à la classification des BSE, alors que la troisième discute du lien entre fonction écologique et services rendus.

## 1.1. Historique du concept

L'apparition d'un concept n'est jamais facile à dater précisément. Si dans le cas des BSE, on attribue avec raison la naissance de leur analyse académique à la publication de l'ouvrage de Daily (1997), plusieurs mentions du concept de services provenant de la nature sont retrouvés dans la littérature (Mooney et Ehrlich, 1997 ; Heal, 2000 ; Méral, 2010). Toutefois, on peut noter la publication du rapport «*Study of Critical Environmental Problem*» publié par un groupe de chercheurs du MIT (1970) comme le début de la période d'émergence du concept de BSE qui s'étendra de 1970 à 1997. Même si ce rapport ne traite pas directement des services rendus par les écosystèmes, il adopte une approche holistique des problèmes environnementaux et fait aussi mention de services dont on discute toujours aujourd'hui, tel le contrôle des espèces envahissantes, la pollinisation, la régulation du climat ou le contrôle de l'érosion (Mooney et Ehrlich, 1997).

Cette période sera témoin de grands changements en environnement et en économie. Les rapports Odum (1971) et Meadows (Meadows et al., 1972), tout comme l'ensemble des travaux scientifiques en environnementaux sur la dynamique des systèmes et la thermodynamique changent la vision que l'on a de la nature, d'un point de vue utilitariste également. C'est devant cette nouvelle vision des écosystèmes que se développeront de nouvelles visions de l'économie. Une approche économique des flux énergétiques des écosystèmes est dite de soutenabilité forte. D'un côté, chez les économistes néo-classiques, on intègre la réalité environnementale via l'adoption d'une variable supplémentaire aux modèles de la fonction de production. On attribuera à cette école la notion de soutenabilité faible.

La notion de soutenabilité repose sur trois types de capital : le capital humain, technique et naturel. Ces trois fondements se combinent pour expliquer et permettre la croissance et le développement des sociétés humaines. Dans la perspective de soutenabilité faible, la substitution entre les trois formes de capital est possible en autant que le capital global ne soit pas amputé. La non-décroissance du stock de capital total est primordiale, alors que dans la soutenabilité forte, la non-décroissance de chacun des stocks est mise de l'avant (Godard, 2004).

La soutenabilité faible repose sur les notions de présentisme et d'égalitarisme associés principalement à l'école néoclassique. Cette vision se base sur une actualisation des valeurs pour les comparaisons entre les générations et recherche une soutenabilité intimement liée à l'efficacité économique. Associée à l'école de pensée de l'économie

de l'environnement, néoclassique, la non-décroissance du capital naturel y est vue comme une contrainte (Godard, 2004).

La soutenabilité forte propose quant à elle une autre vision conceptuelle du développement. Elle s'éloigne des dictats économiques pour proposer une vision d'organicisme écologique dans sa relation avec la nature et de justice transgénérationnelle dans sa vision soutenable de l'avenir. L'allocation des ressources se fait toujours par les fruits du marché économique, mais des conditions d'intransigeance sur l'utilisation du capital naturel sont posées en amont. La relation entre la linéarité de l'analyse économique et la dynamique par cycle et les systèmes complexes que représente la nature sont pour la soutenabilité forte des motifs suffisants pour que la gestion du capital soit autre qu'économique (Godard, 2004).

Devant ces positions tranchées se développent des courants intermédiaires, notamment l'économie de la biodiversité (Pearce, 1976) et l'économie écologique (Costanza et Daly, 1987, Ropke, 2004) où les objectifs de recherches se portent sur la dynamique de la biodiversité et les écosystèmes, mais en utilisant des outils de marchés pour en faire une évaluation économique. Un exemple probant de cette relation entre biodiversité et économie est donné dans Pearce et Morgan (1994) qui définissent la relation entre nature, économie et politique des approches d'économie écologique et d'économie de la biodiversité : « 1. la biodiversité est menacée ; 2. elle l'est à cause des activités humaines ; 3. lesquelles n'intègrent pas les coûts et les avantages liés à la biodiversité dans les processus de prise de décision (analyse coûts-avantages). 4. Pour sauvegarder la biodiversité, il convient de l'évaluer monétairement de manière à l'intégrer dans la prise de décision. CQFD. » (tel que cité dans Méral, 2010, p. 10).

Ce contexte mènera à la publication phare de Costanza et al. (1997) sur la valeur des écosystèmes globaux et ouvre la deuxième période historique des services écosystémiques, celle de la médiatisation (1997 à 2005) (Méral, 2010). En estimant à 33 billions US\$ la valeur de 17 services écosystémiques à l'échelle du globe, les auteurs marquèrent un important coup médiatique et scientifique. L'année 1997 vit aussi paraître le premier livre portant sur les services écosystémiques (Daily et al., 1997). Cet ouvrage recense les caractéristiques et composantes des services issus des milieux naturels, les dommages qu'ils subissent et les conséquences potentielles sur les sociétés humaines. Ce livre constituera la base pour une série de démarches de transposition de services naturels en valeurs économiques. C'est à l'intérieur de cette période que les études sur l'évaluation économique des BSE prennent leur véritable envol (Adamowicz, 2004) et que l'on note un développement accru de ce champ épistémique. Ces facteurs mèneront à la genèse de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (ÉÉM).

La publication en 2005 de l'ÉÉM viendra participer activement à la reconnaissance institutionnelle de la valeur économique non marchande des services naturels. Ce rapport fait la synthèse de l'état des écosystèmes du globe et fournit des guides d'intervention et pistes de réflexion pour les entreprises et décideurs quant aux actions à entreprendre afin de préserver le capital naturel et les services qu'il fournit aux communautés. Afin de contrer les atteintes à la résilience et aux biocapacités des écosystèmes et de leurs 24 grands services causées par les activités humaines, le

rapport souligne l'importance d'une reconnaissance économique de la participation des milieux naturels à la satisfaction des besoins humains.

Dans la foulée du rapport, nombreux seront les décideurs à explorer cette avenue et créant par le fait même une nouvelle et forte demande institutionnelle pour des visions économiques alternatives des systèmes naturels (Paavola et Adger, 2008; McKenzie et al., 2011; Berman et al., 2012). Selon Méral (2010), nous sommes donc entrés depuis 2005 dans une troisième période de la gestion économique contemporaine de l'environnement, celle du politique. Si la période actuelle se construit autour d'une nouvelle gouvernance environnementale, la recherche sur la valeur économique de la nature prend régulièrement une connotation transdisciplinaire, où le chercheur définit les frontières de l'étude de concert avec le bénéficiaire, ce dernier participant également, de façon variable, à la construction de l'étude. Les enjeux actuels se concentrent sur la classification des BSE et sur la recherche d'outils d'intégration de ces valeurs pour la conception de politiques publiques, tout en gardant un angle académique de développement méthodologique (Méral, 2010, Berman et al., 2012).

## 1.2. Typologie et classification des biens et services écosystémiques

Une classification des biens et services écosystémiques (BSE) s'impose afin de bien saisir les enjeux qui y sont liés et pour comprendre les comparaisons entre différents écosystèmes et leur état. Une riche littérature scientifique existe face à cette question ; nous prendrons ici la parution du rapport de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (ÉÉM) (*Millenium Ecosystems Assessment*) paru en 2005 comme point de référence. Ce rapport a fortement influencé la conception des services rendus par la nature et constitue à bien des égards une publication pivot dans ce champ de recherche. La classification classique des BSE pré-ÉÉM a quasiment cessé après sa publication et plusieurs des classifications en aval de l'étude peuvent être considérées, d'une façon ou d'une autre, comme des dérivés de celle utilisée dans l'ÉÉM. Mais auparavant, nous positionnerons le concept de BSE dans un contexte historique en divisant l'approche en trois périodes, comme le propose Méral (2010).

### Classifications pré-ÉÉM

L'étude sur la valeur des écosystèmes globaux menée par Costanza et al (1997) est une publication de référence dans le domaine de l'économie écologique. L'article a reçu une large attention non seulement au sein de la communauté scientifique, mais aussi parmi le grand public. Il fournit une première estimation de la valeur des services écosystémiques terrestres et côtiers et a largement participé à stimuler des recherches plus poussées dans ce domaine. Outre les retombées positives, cet article a également reçu bon nombre de critiques concernant ses résultats et les méthodes utilisées.

Dans certains cas, la valeur estimée pour certains biens ou services écosystémiques variait considérablement en regard à des valeurs mesurées par d'autres équipes de recherche. À titre d'exemple, pour les forêts tropicales, Costanza et al (1997) rapportent

une valeur de 1660\$US/ha/an, alors que, Godoy et al (2000) rapportent à partir d'une étude menée dans deux villages du Honduras que l'avantage reçu de cet écosystème par les villageois était davantage compris dans une fourchette comprise entre 17,79 à 23,72\$US/ha/an.

Au niveau de la classification des BSE des 16 biomes étudiés, Costanza et al. les ont classés en 17 catégories. Les principales critiques évoquées face à cette étude soulignent le potentiel de chevauchements entre les services écosystémiques. Ceux-ci peuvent par exemple s'illustrer par le possible croisement entre les services de loisirs et de culture, des ressources génétiques et des produits alimentaires et des matières premières, la régulation du climat et les émissions de gaz à effet de serre et la réglementation de l'eau avec l'approvisionnement en eau. De tels chevauchements dans la classification pourraient avoir été une source de double comptage. De même, le cycle des nutriments dans les sols a été classé comme service écosystémique, bien qu'en réalité il s'agisse davantage d'un processus fonctionnel de l'écosystème.

Dans un article ultérieur, de Groot et al (2002) ont tenté une classification plus complète des services écosystémiques. Dans cette étude, les auteurs ont proposé une division basée sur 4 services naturels et semi-naturels, les services de régulation, d'habitat, de production et d'information, et où s'imbriquent 23 fonctions différentes. Il apparaît quelques défauts dans cette classification, par exemple, régulation de l'eau et l'approvisionnement en eau ont été inscrits en tant que fonctions différentes, alors que le deuxième découle en fait du premier. Les services d'esthétique et de loisirs ont été répertoriés comme fonctions différentes, mais devraient être les mêmes, car un paysage attrayant est un élément important des activités touristiques.

### **Classification de l'ÉÉM**

La définition de services écosystémiques retenue dans l'ÉÉM s'appuie sur deux définitions distinctes :

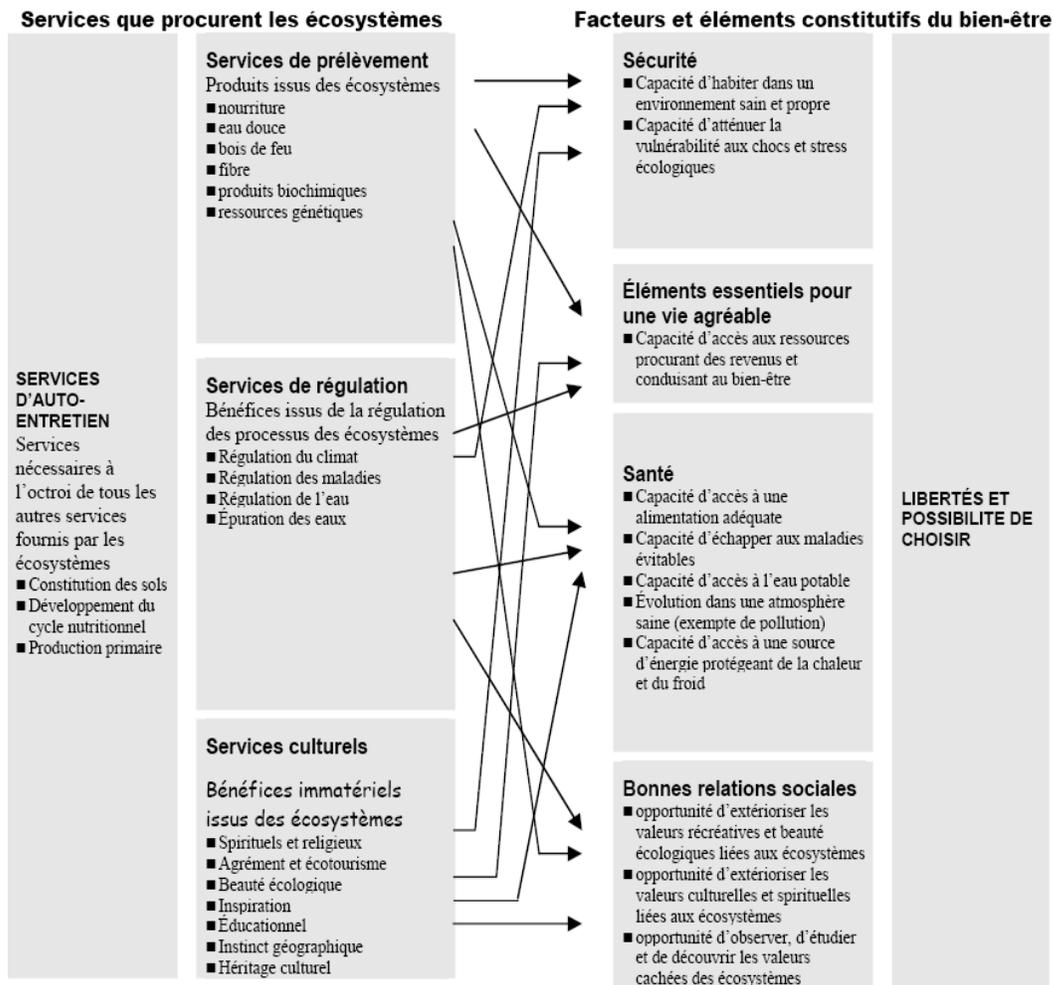
- Les services écosystémiques sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent rendent possible la vie humaine et son émancipation. Ils maintiennent la biodiversité et la production de biens par les écosystèmes, tels que les fruits de mer, le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

Dans l'ÉÉM, la définition du concept de «services» désigne à la fois des avantages tangibles et intangibles, à savoir les biens et services, et celle des «écosystèmes» englobe à la fois les systèmes naturels et ceux modifiés par l'homme. Une typologie en

quatre grandes catégories de BSE permet de suivre la progression suivante entre le capital naturel et le bien-être humain : les services écosystémiques d'auto-entretien permettent la production de services de prélèvement, de régulation et de culture qui affectent les éléments du bien-être humain (sécurité, éléments d'une vie agréable, la santé et les bonnes relations sociales), ce qui rend possible l'émancipation des individus et sociétés (figure 2). Le tableau 1 liste les 17 services d'utilité cités dans l'ÉÉM qui sont regroupés en biens et services d'approvisionnement, de régulation et culturels.

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

**Figure 2 : L'impact des BSE sur le bien-être humain (tiré de MEA, 2005)**



Les services de prélèvement renvoient à une consommation directe de l'être humain de ressources naturelles, de l'eau, de la nourriture, du bois, des hydrocarbures, des fibres, etc.

Les services de régulation incluent les processus issus de l'interaction entre le vivant et le non-vivant qui fournissent un milieu de vie propice à l'être humain, c'est-à-dire la régulation d'un climat approprié, du cycle de l'eau, la prévention d'inondations ou de maladies, la pollinisation ou encore la filtration de l'eau.

Les services culturels se rapportent aux valeurs immatérielles que s'approprie l'être humain à partir de la nature et de la biodiversité (on peut penser à l'esthétique d'un paysage, l'éducation, la culture ou la spiritualité).

Certains auteurs font aussi intervenir une quatrième classe de services d'utilité, les fonctions d'habitat, où l'on considère la nature comme fournisseuse d'habitats pour la biodiversité (e.g. Daily, 1997).

**Tableau 1 : Biens et services d'utilité tels que présentés dans l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (adapté de *Millenium Ecosystem Assessment, 2005*)**

Type de valeur économique	Types de services écosystémiques	Services d'utilité
Valeur d'usage direct	Approvisionnement	Alimentation
		Ressources ligneuses
		Ressources génétiques
		Ressources biochimiques et pharmaceutiques
		Ressources ornementales
Valeur d'usage indirect	Régulation	Qualité de l'air
		Régulation du climat
		Régulation de l'eau
		Contrôle de l'érosion
		Traitement et qualité de l'eau
		Régulation des maladies
		Contrôle biologique
		Pollinisation

		Prévention d'événements extrêmes
Valeur de non-usage	Culturels	Valeurs spirituelles et religieuses
		Valeurs esthétiques
		Loisir et tourisme

Le bien-être humain repose sur plusieurs éléments : la liberté, de bonnes relations sociales, une alimentation appropriée, la sécurité, etc. Les variations qualitatives et quantitatives des BSE affectent positivement ou négativement ce bien-être. Parmi les constituants du bien-être humain identifiés par l'ÉÉM, la sécurité humaine peut être altérée par un changement des services de prélèvement (ex. : manque de nourriture), de régulation (ex. : inondations) et culturels (ex. : disparition d'une espèce emblématique). Les éléments d'une vie agréable et la santé sont fortement reliés aux services de prélèvement et de régulation tandis que les relations sociales sont influencées par les services culturels.

Chaque type de capital naturel génère des BSE caractéristiques et spécifiques. Par exemple, au niveau global, toutes les forêts pourront produire du bois et de la fibre, capter et stocker du CO<sub>2</sub>, participer à la formation des sols et à la filtration de l'eau, purifier l'air ou fournir des ressources génétiques. D'un autre côté, dans une forêt locale, on pourra trouver certaines espèces qui possèdent des caractéristiques médicinales particulières, des espèces spécifiques qui sont intégrées à la culture et à l'éducation de populations avoisinantes (Daily, 1997; De Groot et al., 2002).

### **Classification post-ÉÉM**

La littérature post-ÉÉM a connu une croissance exponentielle en ce qui concerne de nombreux aspects des services écosystémiques, leur classification et leur évaluation. Wallace (2007) a examiné les multiples «problèmes» liés à des classifications précédentes des services écosystémiques. Il fait valoir que les services catégorisés dans l'ÉÉM comme la pollinisation, régulation de l'eau, la photosynthèse et la formation des sols ne constituent pas une finalité recherchée par les individus. Ils constitueraient plutôt des moyens de réaliser les objectifs tangibles résultant en des éléments comme la nourriture et l'eau potable. Dans cet article, l'auteur propose sa propre typologie dans laquelle les BSE ont été classés en quatre groupes à savoir les ressources, la protection, l'environnement et l'épanouissement socioculturel. Toutefois, les arguments de Wallace ont été fortement critiqués, notamment au niveau de ce lien entre fonction, service intermédiaire et finalité (Costanza, 2008).

En réponse à cet exercice, Costanza (2008) propose que les services écosystémiques ne soient pas considérés comme des fins, mais plutôt des objectifs de bien-être durable pour l'être humain. La distinction dans la classification des BSE pourrait plutôt se situer entre les services intermédiaires et services finaux au lieu d'une distinction entre les fins

et les moyens. Costanza fait également valoir que les classifications multiples sont nécessaires pour répondre à des objectifs variés. Pour illustrer cette démarche, il propose deux classifications comme exemples. Il classe d'abord en cinq catégories les BSE fondés sur la proximité spatiale, à savoir les services à une échelle globale (non-proximale), locale et proximale, ceux liés à un flux directionnel (ex. : amont – aval), *in situ* et ceux relatifs à un déplacement des usagers. L'autre façon de classer les services écosystémiques a été fondée sur leur typologie, basée sur le croisement des variables d'exclusion et de rivalité (rival exclusif, rival non-exclusif, non-rival exclusif et non-rival non-exclusif). Cet aspect sera développé à la section 3.1.

La proposition de Wallace a également été critiquée par Fisher et Turner (2008). Le cœur de leur argumentation se concentrait sur trois caractéristiques qu'ils attribuent aux services écosystémiques: ils ne sont pas des bénéfiques, ils sont de nature écologique et ne doivent pas être utilisés directement. Ils concluent sous l'angle utilitariste en soulignant qu'il n'y a que le point de vue du bénéficiaire qui fait qu'il y a service.

L'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB<sup>3</sup>) a proposé une typologie des 22 services écosystémiques relative à 4 catégories, à savoir: approvisionnement, régulation, habitat et culturels et d'agrément. Il a suivi la classification de l'ÉÉM mais omis des services de soutien dans leur typologie avec un argument que les services de soutien tel que le cycle des nutriments sont un sous-ensemble des processus de l'écosystème (TEEB 2010). Mais l'inclusion à l'étude TEEB des «habitats» en tant que catégorie pourrait faire face à des critiques similaires, en partie parce qu'il est difficile d'opérationnaliser les «habitats» en services dans l'exercice d'évaluation. Ce n'est pas un service «final» des écosystèmes qui contribue directement au bien-être humain et pourrait donc plutôt être considéré comme un service «intermédiaire» dans la typologie des écosystèmes.

En 2011, Staub et al font l'inventaire de ce qu'ils appellent les «biens et services écosystémiques finaux» (BSEF) pertinents pour la Suisse. Dans cet inventaire, 23 services ont été classés sous 4 catégories à savoir la santé et le bien-être, la sécurité, la diversité naturelle et les facteurs de production. Il s'agit d'une typologie élaborée, mais un examen plus attentif soulève plusieurs questions.

En effet, certains des services pourraient être considérés comme similaires dans la typologie présentée, tout comme certains n'ont pas d'impacts directs sur le bien-être humain. Dans ce dernier cas, elle serait considérée comme possédant une «valeur d'existence», mais ceci entre en contradiction avec une hypothèse de cette classification, soit qu'elle se base sur les seules perspectives anthropocentriques, c'est-à-dire ayant une connexion directe au bien-être humain.

Qui plus est, l'inclusion du tourisme commercial en tant que facteur de production et des loisirs, des services écosystémiques directement utilisables semble être un double comptage. Il est vrai que pour le propriétaire d'installations touristiques commerciales, un espace vert est un facteur de production, mais pour un utilisateur récréatif, il est

---

<sup>3</sup> TEEB : The Economics of Ecosystems and Biodiversity

directement utilisable. Ainsi, pour faire la comptabilité des services fournis par le même espace vert ouvert au tourisme, les aménités naturelles offertes à la fois aux producteurs d'activités touristiques et aux consommateurs (touristes) seraient calculées, ce qui pourrait soulever une question de double comptage.

Les services de soutien, tel que le cycle des nutriments, classés dans l'ÉÉM n'ont pas été inclus dans cette classification. L'argument est que ce sont par définition des services intermédiaires et que, pour cette raison, ils n'appartiennent pas à l'ensemble des services finaux. Mais comment approcher la question si nous concevons ces services de soutien comme des facteurs de production? La classification de Staub et al. (2011) souffre ainsi que quelques zones grises en ce qui a trait à l'imbrication des catégories de services.

Finalement, cette étude a élaboré des indicateurs pour chacun des BSEF, mais il faudrait clarifier comment la quantité des services correspondants et les valeurs économiques seront calculés à l'aide de ces indicateurs. L'étude affirme également vouloir développer un Indicateur des services écosystémiques (ISE). Cela semble être un concept important pour l'évaluation des services et de leur quantification monétaire, mais il n'est pas clair comment l'indice sera développé.

Une des classifications les plus élaborées a été récemment proposée par Haines-Young et Potschin (2011). L'étude reconnaît que la classification de l'ÉÉM était simple et que cette simplicité conduit à des confusions et des interprétations différentes. Les auteurs critiquent également la classification de TEEB en posant que c'est une «liste unidimensionnelle de catégories». Leur classification, également connue sous le nom de classification internationale des marchandises et services écosystémiques (Common International Classification of Ecosystem Goods and services - CICES), propose un agencement en 9 classes regroupées sous 3 thèmes (approvisionnement, régulation et entretien, culturels) (voir le tableau ci-dessous). Les «Services de soutien» de l'ÉÉM et les fonctions/services d'«Habitat» de TEEB (2010) et de Groot et al (2002) ont été abandonnés dans le cadre du CICES.

### **1.3. Relation entre fonctions écologiques et services écosystémiques**

La stabilité des écosystèmes peut être définie par sa résistance, la capacité à demeurer intact devant une perturbation, et sa résilience, soit sa capacité à retrouver son état initial à la suite d'une perturbation. La relation entre diversité et stabilité dans les milieux naturels est controversée depuis les travaux d'Elton dans les années 1950, mais sans que la relation soit clairement prouvée, il est aujourd'hui accepté qu'une plus grande diversité biologique permet de stabiliser des propriétés importantes des écosystèmes (Tillmann, 1999). Il reste à savoir s'il y a un niveau de biodiversité optimal pour le fonctionnement de chaque écosystème. Certaines études montrent qu'un faible niveau de biodiversité peut créer un environnement très productif (Hooper et Dukes, 2004), alors que d'autres montrent une relation positive entre la richesse de la diversité biologique et la production primaire (Scharwitz et al., 2000; Hector, 2002). Tilman et al.

(2001) montrent que le contrôle de la productivité primaire dans un écosystème repose à la fois sur le nombre d'espèces qui s'y retrouvent et sur sa composition fonctionnelle, alors que Thompson et Starzomsky, 2006 concluent qu'il n'y a pas d'universalité dans la relation entre biodiversité et fonctionnement des systèmes. L'article de Cardinale et al. (2012) fournit une excellente revue de plus de 1 700 articles scientifiques qui font la relation entre biodiversité et services écosystémiques.

À la lumière de ce regard sur le fonctionnement des écosystèmes, il est légitime de se questionner sur la complexité entre la relation entre capital naturel (biodiversité et écosystèmes), production de services et impacts sur l'humain tel que proposé à la figure 2 par l'ÉÉM. Comme le proposent Rankovic et al. (2012), il serait approprié de présenter l'état de cette question en posant que la biodiversité constitue à toutes les échelles une composante essentielle aux systèmes vivants, d'un point de vue génétique, spéciste ou écosystémique notamment. Son rôle est primordial, mais dans bien des situations, il demeure difficile à quantifier et à caractériser, notamment en terme de stabilité et de résilience de la production de services pour les sociétés humaines.

Dans une perspective de changements climatiques et d'intervention sur le capital naturel et les écosystèmes, une distinction fondamentale doit donc être faite pour l'analyse. Les impacts des changements climatiques n'auront pas des impacts linéaires sur les systèmes naturels et ceux-ci répondront différemment aux facteurs de pressions dans leur production de services écosystémiques. L'objectif de cette courte section n'est donc pas de remettre en cause la progression logique sur laquelle se base notre analyse d'harmonisation, mais plutôt de se pencher avec précaution sur la relation fonction – service – utilité. Ainsi, en abordant la prochaine section sur les impacts des changements climatiques, il convient de concevoir le grand potentiel de variation possible des impacts sur les systèmes vivants.

## 2. Impacts des changements climatiques

---

Il est maintenant bien connu et documenté que le climat québécois a évolué au cours des dernières décennies et que cette marche se poursuivra dans celles à venir. De récentes publications font état de la situation actuelle où l'on a notamment observé une augmentation des températures journalières de 0,2°C à 0,4°C par décennie dans le Sud du Québec (Yagouti et al., 2008). De manière globale, il est prévu que les températures augmenteront davantage dans la partie nordique de la province et que les variations haussières seront également plus marquées en hiver qu'en été sur l'ensemble du territoire (Ouranos, 2010). De manière chiffrée, l'ampleur de ces variations se traduirait par une hausse de 4,5°C à 6,5°C en hiver et 1,6°C à 2,8°C en été dans le Nord du Québec et de 2,5°C à 3,8°C en hiver et de 1,9°C à 3,0°C en été dans le Sud sur l'horizon 2050 (Meehl, 2007).

Outre les variations de températures, des effets sur la fréquence, l'intensité et la distribution des précipitations se font et feront sentir tout comme des perturbations dans les saisons de gel, l'augmentation du nombre de degrés-jours de croissance et une baisse dans ceux de degrés-jours de chauffage (Ouranos, 2010). Le même rapport du consortium Ouranos (2010) remarque que déjà la variation des précipitations se constate à travers un plus grand nombre de jours de précipitations de faible intensité et une variation positive des chutes de neige dans le Nord de la province et négative dans le Sud. À l'horizon 2050, les précipitations augmenteront significativement autant en hiver qu'en été dans le Nord (de 16,8% à 29,4% en hiver et de 3,0% à 12,1% en été), alors que la variation sera positive en hiver dans le Sud (8,6% à 18,1%).

Ces modulations de la climatologie ne seront évidemment pas sans conséquences sur l'environnement naturel et humain de la population québécoise. Différents impacts sectoriels sont attendus, autant au niveau des infrastructures, de l'économie, de la santé que de l'environnement. Cette mesure des perturbations du bien-être humain se fait plus facilement si la nature est conceptualisée sous forme de vecteurs d'utilité à l'être humain. Cette façon de faire permet au chercheur de désagréger la nature en une série de biens et de services que les sociétés ou individus retirent des actifs naturels. Dans certains cas, les BSE répondent à des besoins humains dans une logique similaire à celle utilisée par l'économie du bien-être.

Dans cette section, nous poserons un regard sur quelques principaux secteurs sensibles au potentiel d'impact des changements climatiques, en se concentrant particulièrement sur la relation entre les milieux naturels et les changements climatiques puisque ceux-ci représentent le secteur relatif à l'économie qui produit le plus de biens et services non marchands. L'évaluation économique des biens non marchands tel que traité dans ce guide relève davantage de la section 2.4 sur les écosystèmes et la biodiversité, car plusieurs de leurs composantes n'ont *a priori* pas de valeur qui sont véhiculées sur les marchés. Toutefois, certaines techniques d'évaluation décrites à la section 3 sont relatives aux prix de marchés directs ou à des marchés alternatifs et peuvent intégrer l'analyse des impacts climatiques sur des paramètres plus tangibles. Ainsi, les sections 2.1, 2.2 et 2.3 tracent brièvement les contours des impacts types des changements climatiques au Québec dans les secteurs de l'environnement bâti, de l'économie et de la santé. Pour plus de détails sur ces quatre catégories d'impacts et les stratégies d'adaptation qui leurs sont associées, le lecteur pourra se référer au rapport «Savoir s'adapter aux changements climatiques» (Ouranos, 2010).

## 2.1. Infrastructures

L'impact premier des changements climatiques sur les infrastructures se fait déjà sentir et est appelé à être exacerbé, notamment dans les régions septentrionales de la province. En ce sens, une des caractéristiques importantes du Nunavik, région qui s'étend sur plus de 500 000 km<sup>2</sup>, est la constitution de son sol qui est principalement sous forme de pergélisol. Le pergélisol est par définition un sol et sous-sol qui demeurent gelés sur une période minimale de deux ans. Sa composition peut varier,

passant de sols riches en eau, à des terres sèches, des amas de roc gelé ou encore de masses de glace. Au Nunavik, le pergélisol est formé principalement de roc, mais dans les zones côtières où se situent la majorité des villages inuits, on retrouve régulièrement un sol composé d'argile marine à forte teneur en glace. Si cette quantité importante de glace dans le sol le rend plus sensible qu'un autre type de sol au dégel, elle le rend également beaucoup plus instable. Les glissements de terrain, érosion et autres fissures du sol sont donc constatés à une fréquence plus élevée dans ces secteurs.

Outre les possibilités d'un effet d'emballlement sur le climat (le pergélisol contenant des quantités importantes de méthane, un puissant gaz à effet de serre, qui sont libérées lors de sa fonte), les problèmes de constructions d'édifices et d'infrastructures, la fonte du pergélisol a et aura des impacts probants sur le transport, au niveau des routes d'hiver et du transport aérien. À ce titre, les 14 villages du Nunavik n'étant reliés par la route ni entre eux, ni avec le reste de la province, leur dépendance envers le transport aérien pour le transport des passagers, des marchandises ou pour la fourniture de services est considérable.

Un autre impact important des changements climatiques sur les infrastructures se remarque dans les régions côtières de l'estuaire et du golfe du fleuve Saint-Laurent où l'érosion affecte considérablement l'environnement bâti et les routes. Ceci est causé par l'augmentation du niveau de l'eau, un englacement diminué et des phénomènes extrêmes qui, conjugués à une structure friable de certaines parties de la côte, en accentuent considérablement l'érosion.

Dans la partie plus méridionale de la province, l'effet le plus probant se fera sentir à travers des événements climatiques extrêmes. Ces phénomènes menaceront les infrastructures plus fragiles ou vieillissantes ou celles situées en zones à risques. Trois grands types d'impacts directs des changements climatiques sur les infrastructures et l'environnement bâti du Québec sont à prévoir (Auld et MacIver, 2004 ; Case, 2008 ; Ouranos, 2010) :

- Des problèmes de structures où les infrastructures pourraient devenir inadéquates face aux nouvelles charges avec lesquelles elles devront composer, par exemple, de plus grandes quantités d'eau ou des rafales de vent plus intenses ;
- Une augmentation de l'usure des matériaux due aux effets catalytiques de nouvelles conditions climatiques sur des réactions chimiques causant la détérioration des matériaux. Pensons par exemple à des conditions qui favoriseraient l'apparition prématurée de rouille ;
- Une variation négative dans la performance des infrastructures où, en raison de conditions climatiques particulières, elle n'est pas en danger mais ne remplit pas sa fonction de la meilleure façon possible.

Si les impacts directs sont relatifs aux conditions mêmes des structures, les effets indirects modifient l'environnement dans lequel les infrastructures sont appelées à remplir leurs fonctions. Ainsi, ces dernières seront affectées par une série d'impacts indirects qui feront pression directement sur les structures, par exemple au niveau de

l'affaissement des sols ou des inondations dont la fréquence et l'intensité pourraient augmenter. Également, des effets indirects impacteront les fonctions des structures, par exemple celles qui dépendent de la qualité et de la quantité d'une ressource (Ouranos, 2010).

## **2.2. Économie**

Nombre d'activités économiques seront affectées positivement comme négativement par les changements climatiques autant en raison des modulations de températures que de précipitations. Les activités économiques peuvent subir à la fois des impacts directs des variations du climat et des précipitations, pensons à l'augmentation du potentiel hydroélectrique en raison de précipitations plus fréquentes, mais aussi de façon indirecte. En ce sens, une perturbation de certains écosystèmes peut entraîner un effet positif ou négatif d'une industrie ou d'activités qui y sont intimement liées. À titre d'exemple, pensons à une modification dans la fréquence des feux de forêts qui affecte l'industrie forestière.

L'analyse économique des impacts des changements climatiques concerne particulièrement les secteurs de l'exploitation forestière, de l'énergie, de l'agriculture, du tourisme et des loisirs, du transport et de l'eau.

### **La production hydroélectrique**

Au Québec, 96% de la production d'énergie et 41% de la demande totale en énergie proviennent de l'hydroélectricité (Ouranos, 2010). Les changements dans les patrons climatiques affecteront de façon majeure la ressource hydraulique. Les variations de précipitations, au niveau de la quantité, de la fréquence et de la distribution affecteront la disponibilité de la ressource tout comme la productivité des installations dans la mesure où leur conception n'est pas arrimée à la disponibilité de la ressource.

De façon indirecte, la demande énergétique sera elle-même modifiée par l'augmentation des températures. Les demandes énergétiques pour la climatisation et le chauffage seront affectées par une variation des températures hivernales et estivales.

### **Les ressources en eau**

Environ 3% des réserves d'eau douce renouvelables de la planète sont concentrés au Québec et l'importance de cette ressource, de sa disponibilité à sa qualité, est primordiale pour le bien-être des communautés. Les changements appelés à survenir dans les régimes de crues sont importants et pourront affecter autant les infrastructures reliées à la retenue des eaux, à la protection des berges, à son prélèvement et sa circulation qu'à la navigation. Ces perturbations pouvant prendre la forme d'inondations ou de sécheresse pourront affecter indirectement ou directement l'environnement humain. Celles-ci affecteront de larges pans de la société, des individus aux entreprises,

jusqu'aux différentes instances gouvernementales.

Outre les impacts structurels relatifs à la quantité de la ressource hydrique, les perturbations climatiques sont à même d'affecter la qualité de l'eau. Que ce soit en terme d'augmentation des températures, pollution chimique ou biologique, la qualité de la ressource pourra s'en ressentir et découler notamment sur des problèmes de salubrité et de santé publique. Les variations de température et de régulation des crues (intensification des étiages) sont les facteurs de risques liés au problème de qualité de l'eau et ont le potentiel d'affecter également l'apport en eau pour différents écosystèmes.

### **Les systèmes forestiers**

La forêt québécoise se divise en trois grandes écozones : l'érablière, la sapinière et la pessière. Sensibles aux températures, les aires de répartition de ces grands écosystèmes sont appelées à changer devant une modification du climat. La relation dynamique entre le climat et la composition de la forêt entraînera vraisemblablement des changements dans le type de forêt et leur productivité (Ouranos, 2010). L'augmentation des températures découle sur des saisons de croissance allongée, que ce soit dans le Sud ou le Nord du Québec (Raulier et Bernier (2000 ; Julien et Sobrino, 2009).

La taille des arbres favorisée par l'augmentation de la période de croissance pourrait découler sur une productivité accrue des systèmes forestiers, qui serait encouragée par une boucle de rétro-action du CO<sub>2</sub>, une concentration plus grande du gaz dans l'air favorisant la croissance des végétaux en général (Julien et Sobrino, 2009).

Outre les impacts économiques liés au changement de productivité des écosystèmes, la fréquence d'événements perturbateurs, comme les feux, les invasions d'insectes, les sécheresses et le verglas seront des éléments affectant la production de services d'utilité par ces écosystèmes.

### **Les systèmes agricoles**

L'agriculture québécoise est principalement concentrée dans la partie méridionale de la province. La majeure partie de ces terres, 1,9 millions d'hectares pour l'ensemble du territoire québécois, est occupée par de grandes cultures comme le maïs et le soya, les autres types de superficies agricoles étant principalement des pâturages, fourrages, érablières, friches, légumes, petits fruits et vergers (MAPAQ, 2008). Le poids de l'agriculture dans l'économie du Québec se chiffrait à 3 089 M\$ en 2011 (Statistiques Canada, 2011).

On note dans l'évolution récente des paysages et habitats agricoles du Québec une conversion des cultures pérennes en cultures annuelles (Rioux et al., 2009), ce qui a notamment pour conséquence de participer à la diminution de la diversité et la qualité des habitats du milieu agricole (Gratton, 2010).

En concomitance avec le type et la qualité de sol, le climat constitue une constituante déterminante des activités agricoles qui peuvent être menées dans un lieu donné. En ce qui a trait au climat, la longueur de la saison de croissance des cultures contraint à la fois le type d'agriculture pratiqué et les variétés choisies, mais aussi les rendements. Les systèmes agricoles s'adaptent aux changements du climat par une variation dans les cultures et élevages choisis, mais le font aussi via une série d'autres mesures comme les pratiques et techniques de culture, les modes de gestion de l'entreprise et formes d'organisation, les infrastructures, la recherche, les politiques et les mécanismes de communication (Gouvernement du Canada, 2010).

Dans une perspective de changements climatiques, la durée de la saison de croissance des cultures et son cumul de chaleur sont des facteurs agroclimatiques clés qui sont appelés à varier avec les modifications du climat. Dans le cas du Québec, le réchauffement du climat pourrait favoriser et augmenter le potentiel agronomique de plusieurs cultures. D'un point de vue économique, globalement, le réchauffement pourrait donc avoir des impacts positifs par l'augmentation des rendements. Toutefois, d'autres effets pourraient contrebalancer cette variation positive, notamment au niveau de la disponibilité en eau, la hausse de fréquence d'événements extrêmes, comme les sécheresses ou le verglas, une potentielle érosion de la biodiversité et l'augmentation de la pression des ennemis de culture. D'autres risques environnementaux, comme l'érosion des sols, constituent des menaces à l'économie du secteur (Ouranos, 2010).

Il est à noter que d'un point de vue transnational, les effets des changements climatiques sur l'agriculture hors-Québec provoqueront sans contredit des effets variés sur les marchés mondiaux qui impacteront à divers degrés la production agricole québécoise (Ouranos, 2010).

## **Les transports**

Les systèmes et voies de transport constituent un aspect névralgique de la communication et des activités sociales, culturelles et économiques pour le territoire québécois. La sécurité et la fiabilité de ce réseau sont notamment centrales à la productivité et à la compétitivité de l'économie de la province. Les impacts causés par les changements climatiques représentent des facteurs de pressions sur ces systèmes en pouvant mener à des interruptions des transports. Ces interruptions, même sur de courtes périodes, représentent des risques significatifs à la fois pour la santé humaine, la qualité de vie de la population et pour la viabilité du système économique, que l'on pense aux activités touristiques ou à l'approvisionnement en biens et services (Ouranos, 2010).

Parmi les impacts des CC et les enjeux directement reliés au système de transport, il convient de considérer la hausse des glissements de terrain, la structure des chaussées, la variation dans la praticabilité du transport maritime et les infrastructures aéroportuaires. Dans le premier cas, il faut considérer qu'une grande partie du territoire québécois habité se retrouve sur des sols de type argileux. Ces sols sont sensibles à des fluctuations du climat et des patrons de précipitations ; il est à croire qu'une hausse

des précipitations serait vraisemblablement corrélée à une hausse des glissements de terrain et donc à des interruptions sur le réseau routier de la province. D'un autre côté, si l'on se penche sur les transports maritimes en territoire nordique, la fonte des glaces sur de plus longues périodes entraînerait un changement dans la possibilité d'approvisionner par bateaux des communautés isolées du Golfe du St-Laurent et du Nunavik. Ce possible allongement de la période de ravitaillement par bateau rendrait la communication avec ces régions plus facile et moins onéreuse. Cependant, la qualité des infrastructures portuaires en place et leur fonctionnalité pourraient se trouver altérées par les impacts des variations climatiques.

Également, la variation des cycles de gel et de dégel, la profondeur du gel, la présence d'eau et de neige sont des facteurs qui affectent la qualité, la praticabilité et l'entretien de la chaussée. De nouvelles conditions climatiques, principalement lors de la saison hivernale, auraient des conséquences économiques sur les coûts d'entretien et de réparation de la chaussée.

Au niveau du transport aérien, une évaluation de l'intégrité physique des aéroports réalisée en 2007 montre que sept pistes d'atterrissage et deux routes d'accès sont déjà endommagées ou sont vulnérables aux effets de la fonte du pergélisol (Doré et Beaulac, 2007). En terme d'impacts, le dégel du pergélisol soutenant les pistes d'aéroports provoque des affaissements de la piste, ainsi que des fissures qui dans certains cas traversent littéralement les zones d'atterrissages. La fonte du pergélisol peut également entraîner des tassements de résidus et d'importantes accumulations d'eau dans les drains. Selon leur intensité, ces effets peuvent conduire à une baisse de la qualité des pistes et des routes des aéroports à une fermeture temporaire des installations.

### **Le tourisme et les loisirs**

Les conditions climatiques conditionnent fortement les activités touristiques et de récréation. Que ce soit de façon directe en terme de conditions météorologiques ou indirectes par la construction du paysage et de l'environnement, le climat influence le type d'activités, sa fréquence et durée. Au plan de l'économie québécoise, le tourisme est l'une de ses plus importantes activités avec des recettes de 11 milliards de dollars en 2010, et dont les retombées participent à hauteur de 2,5% au PIB de la province (Ministère du Tourisme du Québec, 2011).

Pour ne citer qu'une des plus importantes activités touristiques reliées intimement au climat, le ski devra sous toute vraisemblance s'adapter à la nouvelle réalité climatique. Les régions les plus au Sud de la province, également les plus achalandées, verront s'établir des conditions climatiques plus douces et pluvieuses lors de la période d'activité. Cette réduction du nombre de journées skiables pourrait être contrebalancée par une augmentation de l'achalandage lors de journées plus typiquement froides lors des mois de janvier et février (Singh et al. 2006 ; Scott et al., 2007).

## **2.3. Santé et mode de vie**

Au niveau de la santé, l'adaptation à court terme du Québec est relativement mineure comparativement à d'autres régions du globe si l'on considère que les changements climatiques influenceront majoritairement l'incidence de la malaria, la malnutrition et les maladies diarrhéiques (PNUE, 2008). Toutefois, plusieurs éléments relatifs à la santé humaine et causés par les changements climatiques seront bien visibles sur le territoire québécois.

Les impacts des changements climatiques sur la santé et qualité de vie des populations peuvent être à la fois directs, comme des épisodes de chaleur intense, ou indirects en favorisant des conditions néfastes, comme la présence accrue d'insectes pathogènes. Ainsi, en termes d'impacts directs, l'effet le plus probant ressenti par la hausse des températures serait lié à l'intensité et la fréquence d'événements extrêmes relatifs aux vagues de chaleur et aux effets des îlots thermiques en zone urbaine. Au niveau des effets indirects, tels que répertoriés dans le rapport d'Ouranos sur l'adaptabilité aux changements climatiques (2010), plusieurs impacts seraient ressentis et seraient reliés à la pollution atmosphérique, aux pollens, aux particules en suspension, à l'ozone, aux feux de forêts, aux tempêtes estivales et hivernales, sur la quantité et la qualité des ressources hydriques et à l'émergence et l'intensification des maladies zoonotiques et à transmission vectorielle.

Au niveau des modes de vie, la relation entre l'être humain et son environnement naturel est créatrice de valeurs culturelles et de savoirs. Face aux changements climatiques, les valeurs de la société sont appelées à changer via une sensibilité plus grande envers les enjeux environnementaux (Bryant et al., 2007). Si l'importance et les répercussions de cette prise de conscience sur l'environnement sont difficiles à prédire, on peut d'ores et déjà admettre que certains impacts culturels sont à prévoir. Souvent analysés sous une lunette économique, des secteurs comme la pêche, le tourisme ou l'agriculture comportent une importante dimension socio-culturelle qui est sensible à des facteurs de perturbation. À cet égard, il faut également souligner les impacts des changements climatiques sur les pratiques et savoirs traditionnels des Premières Nations (Berkes, 2000, Berkes et al., 2008).

## **2.4. Environnement, écosystèmes et biodiversité**

Plus souvent qu'autrement, les biens et services écosystémiques utilisés pour mesurer une valeur économique non-marchande réfèrent à des éléments relatifs aux actifs naturels. Puisque le climat détermine en grande partie la structure et la productivité végétale, tout comme la répartition des espèces, il est largement admis que nombre d'écosystèmes verront leurs fonctions perturbées par les changements climatiques affectant ainsi le flux de services qu'ils rendent aux communautés humaines du Québec (GIEC, 2007).

À différents horizons de temps, les changements climatiques prévus au Québec entraîneront des effets à la fois sur les espèces, les populations et les écosystèmes (Rodenhouse et al., 2009).

Chez les espèces plus sensibles, les populations de certaines d'entre elles vont décroître, voire disparaître. D'autres espèces seront favorisées par les nouvelles conditions climatiques, on pourra retrouver sur le territoire québécois des espèces actuellement absentes ou présentes de façon marginale en raison de cet élargissement des aires de répartition et qui participeront à la modification des écosystèmes à moyen – long terme. En conséquence, au niveau du nombre d'espèces, les changements climatiques n'auront pas nécessairement d'impacts puisque certaines espèces affectées par les changements climatiques pourront migrer dans des zones dont les nouvelles conditions offrent un habitat propice (Berteaux, 2009).

Au-delà d'un déplacement nordique des espèces et écosystèmes en général, les changements climatiques participeront à la fragilisation des écosystèmes et des habitats, augmentant les facteurs de pressions pour les populations (Bradley et al., 2009 ; Hellmann et al., 2008 ; Rachel et Olden, 2008 ; Ward et Masters, 2007). Qui plus est, certaines espèces vulnérables qui sont déjà soumises à plusieurs facteurs de pressions, notamment de faibles capacités de migration et une fragmentation de leurs habitats, verront leurs capacités de survie et d'adaptation diminuer.

Au niveau écosystémique, dans la partie sud de la province, le réchauffement du climat affectera notamment les milieux humides. Les étés plus chauds causeront une plus grande évaporation fragilisant le régime des crues et par le fait même ce type d'écosystème. Cette sensibilité particulière des milieux humides naît des importantes pressions auxquelles ils sont actuellement soumis. À l'heure actuelle, près de la moitié des municipalités régionales de comté (MRC) de la région métropolitaine de Montréal comptent moins de 3 % de milieux humides sur leur territoire, alors que 80 % des milieux humides de la Communauté métropolitaine de Montréal présentent des signes de perturbations anthropiques importants (Beaulieu et al., 2010). Par ailleurs, les milieux humides abriteraient 38 % des espèces en situation précaire et 25 % des plantes vasculaires rares au Québec (Canards Illimités Canada, 2011) Il faut donc garder à l'esprit que dans bien des situations, les changements climatiques feront partie des effets cumulés menaçant les milieux naturels.

Dans le Nord, la fonte accélérée des glaces et du pergélisol a déjà commencé à provoquer des changements dans la constitution des écosystèmes et le comportement de certaines espèces, notamment les espèces migratrices. L'expansion de la limite forestière et arbustive témoigne déjà de la réalité climatique où des espèces habituées aux conditions extrêmes entreront en compétition avec des espèces migratrices en empiétant sur leurs niches écologiques (Far North Advisory Panel, 2010).

## 3. Valeur économique

---

Les premières mentions du concept de services écosystémiques visaient à faire ressortir le lien entre biodiversité, écosystèmes et bien-être humain. La rhétorique avait pour objectif d'illustrer les impacts de la dégradation des systèmes naturels sur leur capacité à pourvoir des services aux humains (Mooney et Ehrlich, 1983). Cette tendance, omniprésente dans la deuxième partie du 20<sup>ème</sup> siècle, s'opposait au concept de valeur intrinsèque de la nature, jugé négativement pour son manque de pragmatisme en proposant une vision plus utilitariste et anthropocentrée, plus adaptable aux modèles de prise de décisions publics et privés (Blandin, 2009).

Si la demande institutionnelle et privée est en croissance depuis les années 1970, il n'en demeure pas moins que l'évaluation économique des biens et services écosystémiques comprend son lot de défis et casse-têtes méthodologiques, tout comme plus largement l'intégration de ces valeurs à des processus de prise de décisions. La difficulté de l'évaluation économique de l'environnement s'explique en partie par la nature de son appropriation. Bien que les milieux naturels représentent l'une des pierres angulaires du milieu de vie humain et offrent de nombreux biens et services essentiels au bien-être humain, leur juste insertion dans le système économique est complexe. La démarche d'inclusion de la valeur économique totale de la nature dans une logique néoclassique naît de la rencontre de deux éléments d'analyse fondamentaux : d'un côté les composantes physiques, biotiques et abiotiques qui meublent l'espace et de l'autre, le regard que porte l'individu sur ces éléments. C'est à l'interface de la réunion de cet espace et du regard humain que se constitue la nature en tant qu'objet de construction sociale. En répondant à des besoins aux horizons multiples, qu'ils soient esthétique, culturel ou éducatif, la nature et ses aménités s'offrent et deviennent génératrices d'une demande, remplissant les conditions premières d'une analyse économique.

### 3.1. La nature comme bien économique

Avant d'entreprendre une analyse économique de la nature et de l'environnement, il convient de se pencher sur les caractéristiques qui la rendent propre à une telle démarche. Une approche microéconomique classique demande l'existence de trois composantes : des biens ou des services, des agents et des marchés économiques. D'emblée, nous avons reconnu qu'au cœur de sa définition, la nature est soumise à une logique d'offre et de demande. D'un côté, la demande se construit par la satisfaction de divers besoins des usagers et par la définition et redéfinition permanente du milieu de vie. De l'autre, au niveau de l'offre, les liens qui unissent les communautés avec la nature, tout comme les types de services naturels produits ne sont pas uniformes, tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif. Leurs compositions variables font en sorte

qu'on peut définir une gradation dans leur appréciation, qui engendre un phénomène de rareté. À une extrémité du spectre se retrouve l'unicité et le caractère remarquable de certains milieux ou services et de l'autre, le regard désintéressé, voire ennuyé, qu'un usager peut y poser.

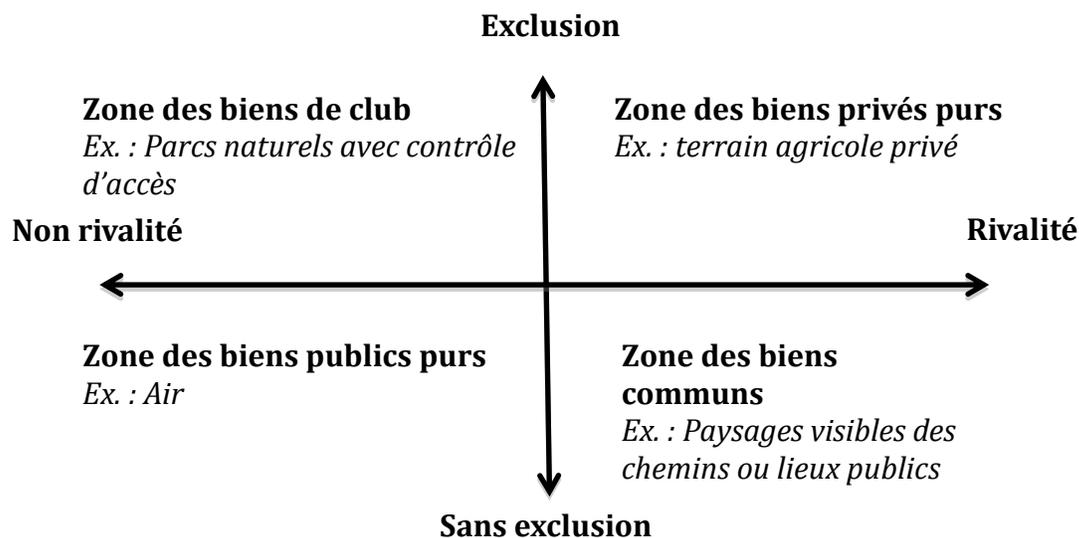
La notion de rareté s'applique à la fourniture de services, mais également au support physique du territoire : les cours d'eau, collines, champs ou forêts étant en nombre et superficies limitées, leur accès étant aussi dans certains cas restreint. Qui plus est, l'industrialisation et la transformation croissante de certains milieux, particulièrement les espaces urbains et périurbains, en modifient la disponibilité, les coûts et les arbitrages qui leur sont associés, transformant ainsi le cadre de référence, le filtre des perceptions et les préférences des individus ou autres agents économiques.

Au niveau de la caractérisation d'un bien économique relatif à la nature, les contours typologiques sont variables. Il peut dans certains cas constituer un bien privé, c'est-à-dire qu'il n'est accessible qu'à un groupe restreint d'usagers qui en profitent pleinement et dans d'autres, un bien public, permettant ainsi à tout individu d'en bénéficier. Dans une optique de progression d'accessibilité, Lifran et Oueslati (2007) proposent un chevauchement des principes d'exclusion et de rivalité pour dessiner les géométries variables du bien naturel. Le principe d'exclusion représente l'accessibilité aux éléments du patrimoine naturel : un droit d'entrée, un contrôle de l'accès ou une propriété privée fermée peuvent par exemple poser les conditions d'exclusion nécessaires à la privatisation des biens. En terme de rivalité, on parlera plutôt d'un encombrement dans l'accès. Un bien non-rival est représenté par une situation où plusieurs personnes peuvent en profiter sans que leur nombre ne nuise au bien-être des autres usagers.

Du fait de ce regard croisé des deux principes se construit un spectre où à une extrémité le bien naturel est non-exclusif et non-rival et représente un bien public pur et à l'autre, où il se définit comme un bien privé pur caractérisé par une exclusivité et une rivalité. Entre les deux opposés se retrouvent des biens communs ou semi-privés à l'accessibilité et l'affluence variables (Lifran et Oueslati, 2007). La figure 3 représente la typologie des biens naturels.

L'analyse de la valeur économique du bien ou service naturel sera évidemment conditionnelle à sa typologie. Il n'en demeure pas moins que si la typologie du bien peut être variable, dans plusieurs cas la nature et les aménités qu'elle fournit n'ont pas de prix. Qu'il soit privé, public ou mixte, le bien naturel constitue dans plusieurs situations un bien non-marchand. Également, la nature n'est pas un tout uniforme et reproductible ; elle est plutôt constituée d'éléments caractérisant ses attributs. Lorsqu'on en fera l'analyse économique, il conviendra de tenir compte de ces prémisses et le cas échéant se référer à des biens multi-attributs non-marchands possédant des caractéristiques de biens mixtes.

**Figure 3: Typologie des biens et services issus de la nature (adapté de Lifran et Oueslati, 2007)**



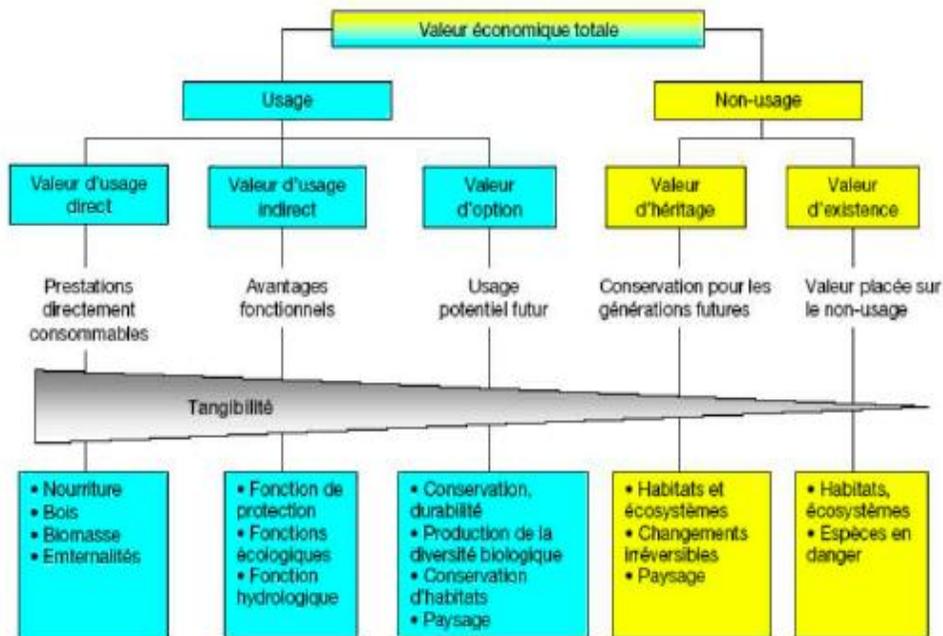
### 3.2. La valeur économique totale

Avant d'entrer dans une logique d'apposition de valeur économique (plutôt que de prix) pour la nature, il convient de se pencher sur l'ensemble des bénéfices qu'elle peut fournir aux individus et sociétés. C'est la notion de valeur économique totale (VET) qui chapeaute l'ensemble des valeurs issues de la nature, que l'on veuille les monétariser ou non. Sur la figure 4, on remarque que la VET inclut plusieurs types de valeurs. La valeur d'usage directe représente la valeur traditionnellement véhiculée sur les marchés économiques. On peut penser à la valeur du bois d'œuvre, de biens alimentaires ou de tout autre bien ou service provenant de la nature et pour lequel il est possible de déboursier une somme d'argent pour se l'approprier.

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

La façon la plus probante de tendre vers une représentation de la VET dans le système économique est de se référer à des méthodes aptes à mesurer une large part des services écologiques fournis par ceux-ci. En concevant la nature comme un ensemble de vecteurs d'utilité, il est possible de les intégrer au schéma de la VET ; certains services étant des vecteurs générant une valeur d'usage directe, d'autres produisent des valeurs culturelles, esthétiques et ainsi de suite.

**Figure 4 : Articulation du concept de valeur économique totale (tiré de Centre d'analyse stratégique, 2008).**



L'évaluation de la valeur de la nature se fait par le concours de méthodes variées qui sont reliées aux théorisations propres à l'économie du bien-être. Conséquemment, elles font intervenir sur les bases de l'économie standard, soit les biens et services, les agents économiques et les interactions qu'ils ont entre eux, ainsi que les marchés où se produisent ces interactions. Si certaines méthodes alternatives et plus marginales se construisent autour de l'économie expérimentale et d'approches délibératives, les plus connues et utilisées sont relatives à des marchés réels ou simulés.

### 3.3. Les méthodes d'évaluation économique de la nature

Depuis les années 1950 ont été développées des techniques visant à évaluer la valeur de l'environnement, ou de sa dégradation via le « coût de la pollution » et des écosystèmes. Plus récemment, c'est autour de la notion de services produits par les écosystèmes que s'est articulé le développement de ces techniques bien que, fondamentalement cela ne change ni les fondements méthodologiques, ni les techniques elles-mêmes.

Cette perspective débutera avec la montée de la conscientisation populaire et politique pour l'environnement dans les années 1960 où, même si ce type de recherche ne dépassa pas les frontières de la discipline, les bases d'une demande sociale pour ces exercices se sont constituées. Même si dans les courants de l'économie des ressources naturelles, ou de l'environnement, les sphères naturelles, sociales et économiques ne se conjuguent pas de la même manière et ne subissent pas les mêmes contraintes, des notions d'interdisciplinarité entre les sciences naturelles (e.g. écologie et biologie) et les sciences sociales, dont l'économie sont essentielles à l'aboutissement de leurs postulats. Cette émancipation des frontières disciplinaires est également essentielle à ce que les résultats dépassent les murs des universités et puissent s'intégrer à une boîte à outils multi-variée dans des cadres décisionnels qu'ils soient institutionnels, du secteur privé ou autres.

Aujourd'hui, la mesure de la valeur des BSE se fait par le biais de méthodes de valorisation qui reposent sur les coûts associés à la perte des services offerts par les écosystèmes ou qui analysent les préférences et comportements des individus. Dans le premier cas, la relation aux marchés économiques existants permet de relier une valeur aux services offerts par les milieux naturels en considérant son remplacement par des alternatives. Dans le deuxième, on juge que les individus étant les meilleurs juges de leurs préférences, ils choisissent le « panier de biens » qui maximise leur utilité nous dit la théorie économique. Globalement, la pierre angulaire des méthodes de valorisation des bénéfices naturels hors marchés relatives aux individus réside dans la mesure du surplus du consommateur.

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

Parmi les différentes approches méthodologiques d'analyse économique des valeurs non marchandes de l'environnement (fig. 5), il est généralement reçu qu'elles se divisent en deux grandes catégories, celles basées sur les préférences révélées et celles exprimées par les agents économiques. Toutefois, Freeman (2003) propose que les préférences révélées, qui sont basées sur l'analyse des marchés économiques existants, peuvent être scindées en diverses classes. Nous proposerons donc de les diviser en trois catégories : les prix de marchés directs, les coûts et les préférences révélées.

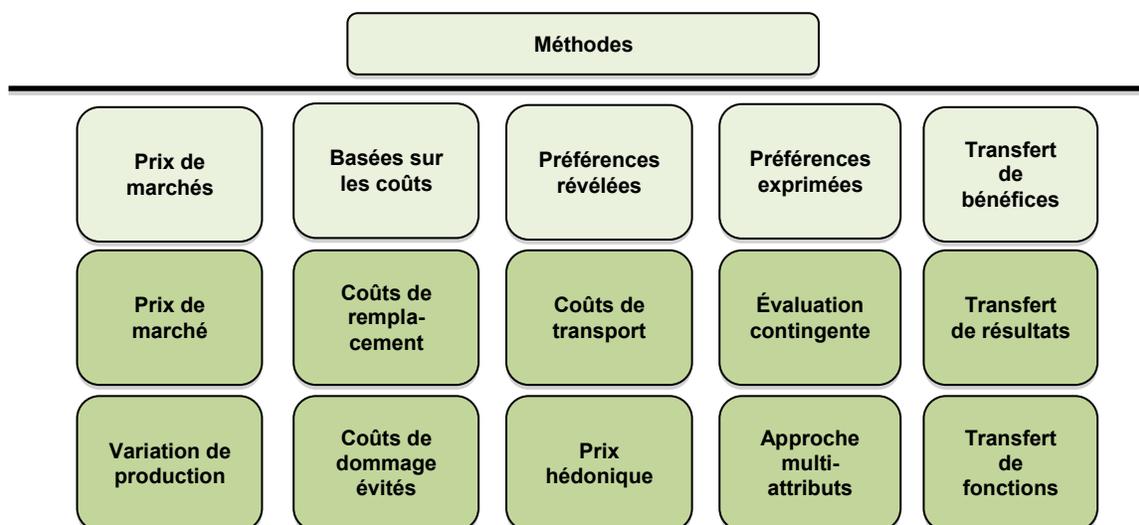
Les prix de marchés directs renvoient à l'analyse des biens et services sur les marchés actuels et dans des prédictions évolutives des écosystèmes et marchés. Les méthodes basées sur les coûts renvoient à une approche générale basée sur les coûts, privés ou publics, actuels ou futurs, qu'entraînent la perte de services par les écosystèmes. Les préférences révélées se basent sur l'analyse de marchés indirects ou «marchés alternatifs», témoignent des dépenses encourues par des ménages pour se procurer des biens et services écosystémiques non marchands.

Les préférences exprimées sont quant à elles formulées sur des marchés fictifs construits pour tester auprès de consommateurs, leur consentement à payer pour bénéficier d'une aménité environnementale ou tout autre service ne faisant l'objet d'aucune offre réelle sur un véritable marché. Le tout se déroule sous la forme d'une enquête.

La récente et forte croissance de la demande pour le transfert d'avantages, basée sur des résultats existants, nous amène à discourir à propos d'une autre catégorie, non pas basée sur une analyse primaire des services, mais sur une analyse secondaire de transferts de résultats.

Cinq principales catégories se distinguent donc dans le processus de valorisation des biens et services écosystémiques, celle basée sur les coûts, celle relative aux prix de marchés, celle des méthodes indirectes, dites de préférences révélées, celle des méthodes directes, liées aux préférences exprimées et celle dite de transfert de bénéfices. Les prochaines sections détaillent leur nature et fournissent une description de leur approche méthodologique. La demande institutionnelle croissante pour le transfert de bénéfices et son utilisation de plus en plus répandue nous amène à approfondir davantage la description de la méthode dans la prochaine section.

**Figure 5 : Les principales méthodes d'évaluation économique des BSE applicables dans un contexte de changements climatiques.**



### 3.3.1 Méthodes basées sur les marchés directs

On peut évaluer la valeur d'usage direct de biens et services écosystémiques marchands en se référant à la valeur qu'ils ont sur les marchés. Cette évaluation concerne principalement les BSE d'approvisionnement et de régulation et l'on retrouve dans la littérature économique des analyses d'actifs naturels basées sur ces méthodes.

Toutefois, vu la simplicité de la méthode et ses limites évidentes (prise en compte de la seule valeur d'usage direct notamment), nous ne la détaillerons pas dans cette section. Nous détaillerons sommairement les méthodes de la variation de production et des prix de marchés, relatives aux marchés directs, qui incluent ou non une dimension temporelle sur l'évolution du rendement des milieux naturels.

#### 3.3.1.1. Prix de marché

La méthode des prix de marché estime la valeur économique des produits ou des services écosystémiques qui sont achetés et vendus sur les marchés. Cette méthode peut être utilisée pour évaluer des changements dans la valeur quantitative ou qualitative d'un bien ou d'un service. Cette méthode utilise des techniques économiques standard pour mesurer les avantages économiques des biens commercialisés en se basant sur la quantité de ces biens que les consommateurs se procurent à des prix différents et, du côté du producteur, la quantité offerte à des prix variables. Le «prix du marché» représente la valeur d'une unité supplémentaire de ce bien ou service, en

supposant que le produit est vendu dans un marché parfaitement concurrentiel (c'est-à-dire un marché où il y a une information complète, des produits identiques et une absence de taxes ou subventions) (Desaigues et Point, 1993).

Pour les ressources naturelles pour lesquelles existent des marchés, il est possible de déterminer le montant que les individus ou ménages consentent à payer pour se les procurer à des prix déterminés par les marchés. L'objectif de cette méthode est de pouvoir évaluer par les prix de marchés et données quantitatives associées aux comportements des agents économiques les surplus du consommateur et du producteur. Pour estimer ces surplus du consommateur, le chercheur doit disposer de données de séries chronologiques sur la quantité de biens demandés à des prix différents, ainsi que des données sur d'autres facteurs qui pourraient affecter la demande, comme le revenu, l'âge, l'éducation ou d'autres données socio-économiques et démographiques. Pour estimer le surplus du producteur, les données sur les coûts variables de production et les revenus provenant de la vente du bien étudié sont requises.

### **3.3.1.2. Variation de production**

La méthode liée à la variation de la production, ou de la fonction de production, évalue les impacts d'un changement qualitatif ou quantitatif d'un service écosystémique qui se reflète dans la production d'un bien ou d'un service commercialisé mesurable. Par exemple, il est possible d'estimer la diminution des espèces de poissons commerciales liée à la perte de leur habitat ou d'attribuer à la perte de fertilité d'un sol une diminution des rendements agricoles. Cet outil est d'un intérêt particulier pour évaluer les impacts sur des secteurs économiques reliés aux ressources naturelles, pensons à l'agriculture, la foresterie, le tourisme ou encore le secteur énergétique (WSTB, 2004).

Dans bien des situations, la relation de cause à effet peut être techniquement difficile à déterminer. Il est généralement admis que des estimations peuvent être utilisées en recourant à la «règle du pouce», une revue de littérature sur des écosystèmes et cas similaires ou en recourant à l'opinion d'experts (WSTB, 2004).

Les grandes étapes de cette méthode sont divisées en 7 points :

1. Identifier les services écosystémiques pertinents à évaluer
  - Cette technique peut être utilisée pour évaluer de nombreuses valeurs directes et indirectes (ex. : services d'approvisionnement et de régulation). Pour utiliser cette technique, il doit y avoir un lien bien établi entre le niveau des prestations fournies et la quantité ou la qualité des services fournis par l'écosystème.
2. Identifier le processus de production
  - Saisir par quel service l'écosystème fournit une fonction de production (ex. : la production de poissons commerciaux ou les rendements des cultures).
3. Estimer la fonction de production.

- Recueillir des données sur la quantité et le coût unitaire des intrants de production, tel le travail, capital, matériaux, transport ou des services écosystémiques et les sorties en termes de biens ou services finaux au prix du marché. Au niveau des extrants, il est également possible de se référer à des résultats antérieurs respectant les règles de transfert d'avantages.

#### 4. Créer des scénarios évolutifs

- Mesurer l'état des écosystèmes actuels et estimer les conditions futures probables.

#### 5. Estimer les revenus initiaux

- Évaluer les revenus nets avant le changement de la fonction écosystémique en tenant compte de tous les intrants et extrants, y compris ceux des écosystèmes dans la fonction de production.

#### 6. Estimer les revenus finaux

- Évaluer les revenus nets après le changement de la fonction écosystémique. Répétez ainsi l'étape 5, mais en intégrant la variation estimative de la fonction de l'écosystème, ainsi que d'autres modifications appropriées (par exemple le prix projeté du bien).

#### 7. Calculer la variation

- Calculer le différentiel entre les deux scénarios pour mesurer la variation des bénéfices. Soustraire les bénéfices nets après le changement de fonction de l'écosystème de ceux obtenus avant le changement.

Les résultats de l'analyse seront fonction d'un changement prévu des bénéfices nets engrangés par le producteur. Par exemple, une perte de X hectares d'habitats côtiers devrait se traduire par une perte de Y \$ par an en termes de captures de poissons. Le service d'habitat d'un système côtier peut donc être dérivé de cette variation. Dans l'analyse des résultats, il est important de faire la distinction entre les changements de quantités produites qui sont assez importants pour entraîner des variations de prix sur les marchés et ceux, plus marginaux, qui seront absorbés par le marché.

La plupart des exemples retrouvés dans la littérature illustrent la valorisation des services écosystémiques simples. Cependant, certaines études ont étendu cette approche au niveau des écosystèmes et à une vision plus holistique de l'imbrication des fonctions écologiques grâce à l'intégration de modélisation économique-écologique (Tschirhart et Finhoff, 2001, Settle et Shogren, 2002, Wu et al., 2003). L'approche de fonction de production a la capacité de saisir pleinement le fonctionnement de l'écosystème et des dynamiques qui sous-tendent la prestation de services clés et peuvent être utilisés pour de multiples services, notamment dans le contexte des écosystèmes aquatiques.

Pour en savoir plus sur cette méthode et connaître les directions à prendre pour conduire une telle étude, nous recommandons la lecture du Corporate Ecosystems Service Review produit par le World Resources Institute (Hanson et al., 2012) et le livre de van Beukering et al (2007) qui offre une intéressante boîte à outils.

### **3.3.1.3. Forces et faiblesses des méthodes basées sur les prix de marché dans un contexte de changements climatiques**

En général, ces méthodes sont simples et les données requises pour l'analyse peuvent être facilement accessibles, de sorte que la méthode peut être relativement peu coûteuse à appliquer. En ce qui concerne la méthode des prix de marchés, elle révèle le consentement à payer pour les coûts et les avantages des produits qui sont transigés sur les marchés. Cette observation des préférences réelles des consommateurs amène une forte tangibilité des résultats.

Du point de vue des limitations, ces méthodes ne prennent en compte que les valeurs d'usage et des biens commercialisés ou des services qui ont un prix réel. Elles ne tiennent pas compte de l'ensemble des services écosystémiques qui sont liés à la production d'un bien.

En se référant au marché, ces méthodes acceptent aussi le fait que certaines imperfections du marché ou politiques peuvent fausser les prix du marché les empêchant de refléter la valeur économique des biens ou des services à la société dans son ensemble. Également, les variations saisonnières et des effets sur les prix d'autres facteurs doivent être considérés lorsque les prix de marché sont utilisés dans l'analyse économique.

Un autre point important à considérer dans l'analyse de ces résultats est le temps. Les impacts des changements climatiques se déroulent sur de relativement longues périodes (dans une perspective de marché), les prix utilisés doivent donc être confrontés dans leur stationnarité. En effet, sur des périodes de moyen ou long terme, les prix des différents produits ou services étudiés peuvent être appelés à changer de façon importante. Ainsi, si le prix d'un produit est appelé à baisser à moyen terme, l'évaluation actuelle en dollars constants viendra surestimer la variation de production.

Notons que dans la plupart des cas, les impacts des changements climatiques sur les systèmes de production locaux seront marginaux et n'affecteront pas l'équilibre général du marché, i.e. les prix relatifs des biens affectés. Cependant, dans certains cas, notamment au niveau de l'agriculture, les changements climatiques auront des impacts sur l'ensemble de la production globale et pourront affecter l'évolution des prix. L'évaluation monétaire par prix de marché ou variation de production devra dans l'analyse des données combiner deux facteurs, l'effet prix et l'effet sur la production, pour déterminer l'impact total sur la valeur de production.

Pour ces deux dernières raisons, les méthodes relatives aux prix du marché ne peuvent pas être facilement utilisées pour mesurer la valeur des changements à grande échelle et qui sont susceptibles d'affecter l'offre ou la demande d'un bien ou d'un service. Pour ce faire, des modélisations plus complexes de l'évolution de plusieurs paramètres affectant les biens et services marchands doivent être produites.

En somme, dans un contexte de changements climatiques, ces méthodes, principalement la méthode de variation de production, peuvent être d'intérêt pour évaluer les impacts sur la productivité des écosystèmes. Ainsi, pour l'évaluation des impacts des changements climatiques sur les secteurs économiques marchands, tels la foresterie, l'agriculture, le traitement de l'eau ou l'énergie, ces méthodes peuvent être efficaces.

### **3.3.2 Méthodes basées sur les coûts**

L'approche par le coût des dommages évités, le coût de remplacement, les dépenses de protection et les méthodes de coûts de substitution sont des méthodes connexes qui permettent d'estimer les valeurs des services écosystémiques en se basant soit sur les coûts des dégâts dûs aux services perdus, le coût de remplacement des services écosystémiques, le coût ou manque à gagner de la perte de productivité des écosystèmes ou le coût de la prestation de services de substitution. Ces méthodes ne fournissent pas des mesures directes de valeurs économiques, comme celles fondées sur la volonté à payer des consommateurs pour un produit ou un service. Elles estiment la valeur des écosystèmes à travers le paiement pour des alternatives aux services rendus. Ceci est basé sur l'hypothèse que si les agents économiques engagent des frais pour éviter les dommages causés par les services écosystémiques perdus, ou pour les remplacer, alors ces services doivent valoir au moins ce qui a été payé pour les remplacer. Ces méthodes sont davantage appliquées dans les cas où l'évitement des dommages ou des dépenses de remplacement ont ou seront concrètement réalisés. Nous détaillerons sommairement deux de ces méthodes, les dépenses de protection et les coûts de remplacement.

#### **3.3.2.1. Dépenses de protection**

Le principe simple au cœur de cette méthode repose sur le fait que pour certains BSE qui sont dégradés ou qui ne répondent plus adéquatement aux besoins des utilisateurs, ces derniers peuvent compenser cette perte en se procurant des substituts. Appliqués à l'environnement, les premiers modèles furent développés durant les années 1980 (Courant et Porter, 1981 ; Bartik, 1988). Dans un exemple simple de cette méthode, nous pouvons imaginer que la valeur d'une dégradation de la qualité de l'eau équivaut à ce que ses usagers traditionnels dépensent pour se protéger de cette variation. La valeur associée à la qualité de l'eau couvrira donc l'ensemble des dépenses pour de l'eau en bouteille, des filtres, usines d'épuration, etc.

Cette méthode repose sur la théorie du choix du consommateur et sur la fonction de production des ménages. Selon cette logique, le ménage produit divers extrants (des biens et des services) en fonction d'une collection d'intrants. La nature de ses intrants va conditionner sa capacité de production. En cherchant à optimiser sa production, le ménage va donc vouloir pallier la dégradation de ses intrants tout en respectant ses

contraintes (le temps et le budget). Les dépenses encourues pour se protéger représentent donc le prix plancher du consentement à payer pour le maintien du service naturel.

Cette méthode couramment utilisée est simple, mais limitée. En effet, plusieurs biens ou services de protection n'ont pas une seule fonction et peuvent servir à autre chose que la simple compensation. Fondamentalement, la limite principale réside dans le fait que la dépense de protection ne mesure pas l'entièreté du bien-être d'un ménage face à un BSE. Lorsque la fonction d'utilité de l'individu ou du ménage est directement touchée, cette méthode ne peut saisir le consentement à payer total de l'agent économique.

### 3.3.2.2. Coûts de remplacement

Cette méthode consiste à déterminer le coût de remplacement d'un service écosystémique par des produits ou technologies artificielles ou d'origine humaine. Par exemple, la valeur de filtration de l'eau par un milieu humide pourrait être estimée par le coût de son remplacement par une usine de traitement de l'eau. Pour estimer les coûts de cette façon, les systèmes d'ingénierie humaine doivent fournir des fonctions qui sont équivalentes en qualité et de magnitude similaire aux services rendus par les écosystèmes. De plus, d'un point de vue réaliste, les agents économiques dans leur ensemble doivent être techniquement prêts à assumer ces coûts si le service écosystémique s'avérait n'être plus disponible. L'alternative choisie pour l'analyse doit également être l'avenue la moins coûteuse face à la problématique (Shabman et Batie, 1978).

La difficulté de caractériser pleinement l'amplitude de services écosystémiques pose problème quant à l'identification de substituts parfaits pour le remplacement de fonctions naturelles. La plupart des études fondées sur cette méthode tendent davantage à s'appuyer sur la recherche de proches substituts et de travailler dans une démarche d'approximation (Sunberg, 2004).

Les étapes clés d'une telle démarche peuvent être résumées ainsi :

1. Identifier le service écosystémique à évaluer
  - Le coût de remplacement est généralement utilisé pour des services d'approvisionnement et de régulation qui représentent une certaine tangibilité (ex. : filtration de l'eau, protection contre les inondations, fertilisation des sols)
2. Évaluer l'ampleur et l'étendue de l'utilisation du service écosystémique
  - À cette étape, il faut valoriser l'étendue actuelle de la consommation du service plutôt que son plein potentiel. Ainsi, l'analyse traduit un reflet plus fidèle de la volonté à payer des utilisateurs pour son remplacement.
3. Identifier les alternatives

- Évaluer les biens, services ou infrastructures artificielles qui pourraient remplacer le service écosystémique à l'échelle actuelle de son utilisation/impact.

#### 4. Estimer le coût de remplacement

- Les données sur les coûts de remplacement peuvent être disponibles à partir d'évaluation du marché, d'analyse d'études similaires (transfert de résultats) ou à partir de concertation avec des experts.

Pour en savoir plus sur la méthodologie et les critères d'application de cette méthode, voir Shabman et Batie (1978).

### **3.3.2.3. Forces et faiblesses des méthodes basées sur les coûts dans un contexte de changements climatiques**

Bien que les coûts des biens remplaçant les aménités écosystémiques soient réducteurs de la réelle contribution des milieux naturels au bien-être humain, il peut toutefois être pertinent de faire de telles hypothèses dans certains cas. Un avantage important de ces méthodes est leur relative facilité d'emploi, les mesures de coût des dommages évités ou au coût de remplacement sont généralement beaucoup plus aisées à estimer que la volonté des gens à payer pour certains services écosystémiques, marchands ou non (Heal, 2000). En effet, il est plus aisé de mesurer les coûts de production de biens et services que de mesurer les réels avantages qu'ils fournissent. Cette relative simplicité des méthodes se répercute sur des études qui sont moins longues et onéreuses à réaliser (Chen, 2003).

Les méthodes basées sur les coûts peinent à intégrer les biens et services de façon holistique, elles se concentreront sur une fonctionnalité de l'écosystème ou le remplacement d'une infrastructure endommagée par des impacts naturels. De la même façon, ces méthodes ne considèrent pas les préférences et valeurs sociales pour les services écosystémiques tout comme elles ne peuvent pas prévoir les comportements et préférences des individus en l'absence de ces services ou face à des substituts. On peut donc penser qu'une évaluation sur la base de ces coûts peut engendrer une sous-estimation de la réelle valeur du bien ou service écosystémique. Qui plus est, advenant la perte d'un service, les préférences des usagers ne vont pas directement vers le substitut le moins onéreux, biaisant ici aussi les résultats (Stern, 2007).

De façon pratique, réaliser une étude basée sur les coûts demande des informations sur le coût des alternatives de remplacement. Dans une perspective à moyen ou long terme de changement climatique, à la fois la nature des impacts, leur amplitude, les avancées technologiques et l'évolution des prix de marchés constituent un ensemble de variables qui représentent des sources de variabilité, ce qui fragilise la tangibilité des estimations produites (Stern, 2007).

Au niveau de l'utilisation des résultats, ils sont généralement dirigés vers des méthodes de calculs entre alternatives d'usage comme les analyse coûts-avantages. Bien que peu d'actions ou politiques soient basées uniquement sur des comparaisons de coûts et de

bénéfices, dans une perspective de changements climatiques, ils peuvent avantageusement servir à estimer les coûts des impacts, notamment au niveau de l'environnement bâti (Stern, 2007).

Ces approches doivent être utilisées uniquement après qu'un projet ait été mis en œuvre ou si la société a démontré leur volonté de payer pour le projet d'une autre façon (par exemple, les dépenses approuvées pour le projet). Sinon, il n'y a aucune indication que la valeur du bien ou du service fourni par la ressource écologique pour la communauté touchée plus que le coût estimé du projet.

Les impacts des changements climatiques sur les biens transigés sur les marchés auront des effets à la fois sur les activités économiques et le capital physique (environnement bâti et autres infrastructures). Si dans le premier cas, les méthodes de prix de marchés directs semblent fournir des estimations d'intérêts, dans le deuxième, une approche basée sur les coûts représente une alternative de choix. Ces méthodes sont d'autant plus appropriées dans les cas où l'évitement des dommages ou des dépenses de remplacement ont été ou seront effectivement réalisées.

### **3.3.3. Méthodes basées sur les préférences révélées**

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

#### **3.3.3.1. Coûts de transport**

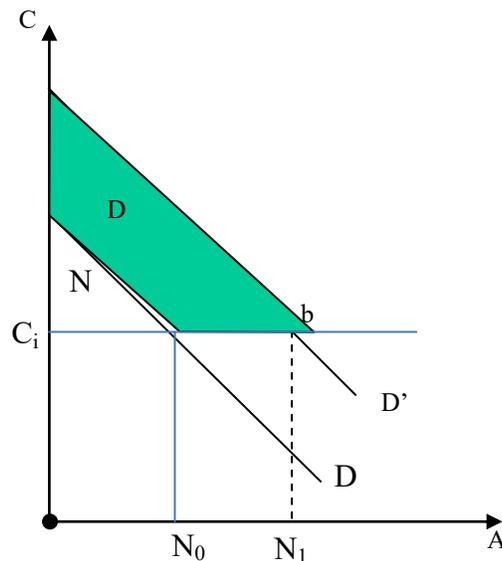
La méthode des coûts de transport a été développée au milieu du siècle dernier (Hotelling, 1949, Clawson, 1959, Clawson et Knetsch, 1976) pour évaluer la valeur des services non marchands rendus principalement par des activités récréo-touristiques tels la chasse, la pêche, la plage, la visite de parcs nationaux ou la randonnée pédestre.

L'idée fondamentale de la méthode de coût de transport est de déduire la valeur d'un changement du niveau de ressources ou de l'environnement à partir des données observées sur les marchés de certains biens ordinaires. Elle exprime donc la complémentarité entre une activité et un actif naturel i.e. une augmentation de la fréquence d'activités de pêche (exprimé par une augmentation de la demande de permis de pêche) suite d'une amélioration de la qualité et la quantité de l'eau dans un lac, ou bien une augmentation du nombre de visites à un parc national suite à l'amélioration de

l'aménagement et l'introduction de certaines espèces d'animaux rares ou prisés. Selon le principe de la méthode des coûts de transport, les consommateurs manifestent l'intensité de leur intérêt envers le site visité selon les dépenses qu'ils engagent pour s'y rendre.

### Fondements théoriques de la méthode

**Figure 6 : Variation de la demande de permis de pêche issue d'une amélioration de la qualité d'eau d'un lac**



La courbe D dans la figure 6 décrit la relation de nombre de visites ( $N_i$ ) effectuées par un individu  $i$  dans une année et le coût de voyage pour une visite  $C_i$  (coût de déplacement, frais d'entrée, hébergement, repas, etc.). Logiquement, plus le voyage coûte cher, moins de voyages cet individu effectue pendant un an. Nous pouvons considérer la courbe D comme une courbe de demande de voyage. Pour cet individu  $i$ , selon la courbe D, nous savons que si le coût de voyage pour une visite est de  $C_i$ , il visitera le lac  $N_0$  fois dans une année. Avec une amélioration de la qualité de l'eau (grâce à un projet d'adaptation à changement climatique, par exemple), il est logique d'anticiper que la demande de voyage de cet individu  $i$  augmente; ceci peut être exprimé par le déplacement de la courbe de demande de voyage vers la droite, qui devient ainsi  $D'$ , toutes autres conditions égales par ailleurs. Cet individu exprime une envie plus forte pour visiter ce lac, au prix  $C_i$ . Ainsi, l'individu  $i$  visitera  $N_1$  fois le lac au lieu de  $N_0$  fois. Avant l'amélioration d'eau du lac, la satisfaction de l'individu  $i$  issue de ses visites au lac peut être mesurée par l'aire B illustrée dans le graphique. Après l'amélioration, la satisfaction de l'individu  $i$  devient la somme de surface  $A+B$ . Ainsi, l'augmentation de satisfaction de

l'individu  $i$ , directement reliée à l'amélioration de la qualité d'eau du lac, est présentée par l'aire  $A$  dans la figure 6.

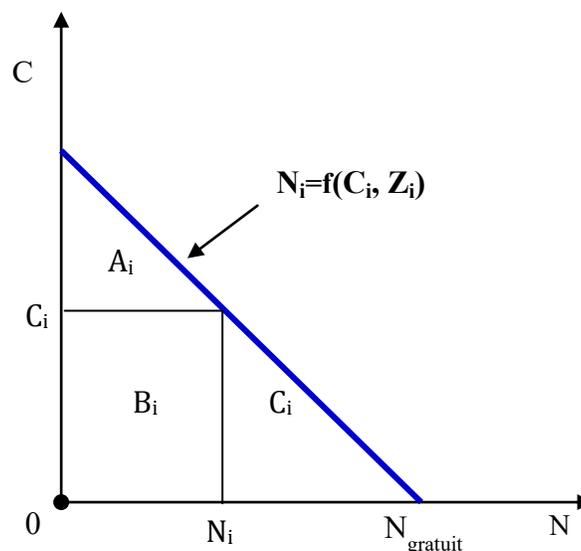
Connaître la valeur d'un site touristique peut être très important pour une instance publique afin de prendre une bonne décision pour la mise en place ou non d'un projet d'adaptation aux changements climatiques qui pourrait avoir des impacts (négatifs ou positifs) sur ce site. Supposons qu'un tel projet entraîne la fermeture d'un site consacré aux sports d'hiver, ainsi la valeur de ce site perdu doit être incluse dans la réflexion gouvernementale. Nous pouvons utiliser une étude de coût de transports pour effectuer une telle évaluation.

L'étape centrale de cette méthode consiste à estimer la courbe de fréquentation du site des visiteurs (ou la courbe de demande de visites à ce site) en fonction de leur coût de voyage (étroitement relié à leur zone d'origine). Ceci vise à expliquer comment le nombre de visites  $N_i$  (la demande de visites) de l'individu  $i$  est déterminé par les coûts le déplacement qu'il engage pour chaque visite  $C_i$  et ses caractéristiques sociodémographiques et économiques,  $Z_i$ .

Une fois la courbe de demande estimée pour chaque individu  $i$ , avec des valeurs spécifiques pour  $C_i$  et  $Z_i$ , nous pouvons obtenir une courbe de demande propre à cette personne, telle que présentée dans la figure 7.

Pour chaque individu  $i$ , avec un niveau de coût de voyage  $C_i$  et un nombre de visite  $N_i$ , nous pouvons déduire de la figure 7 que ses coûts totaux de voyage seront égaux à l'aire  $B_i$  ( $=N_i \cdot C_i$ ). La satisfaction nette qu'il obtient de ses voyages est égale à la surface  $A_i$ , qui mesure exactement la valeur d'usage nette (appelée la valeur d'accès) de ce site pour cet individu. Nous considérons parfois la valeur totale du site pour cet individu  $i$  par la surface totale en-dessous de la courbe de demande. Ainsi, la somme des surfaces  $A_i+B_i+C_i$  mesurent la valeur totale potentielle du site pour l'individu  $i$  si les voyages deviennent gratuits.

**Figure 7 : La demande de visite estimée pour l'individu  $i$**



Une fois la valeur d'usage nette de chaque individu  $i$  connue, nous pouvons ensuite calculer la valeur d'usage nette totale d'un site en sommant la valeur d'usage nette de tous les individus qui visitent ce site,  $\sum_i A_i$  et la valeur totale d'un site en sommant la valeur d'usage totale de tous les individus qui visitent ce site,  $\sum_i [(A_i + B_i + C_i)]$ .

Un point à préciser est que la qualité d'une étude de ce type dépend étroitement de la qualité de données sur les coûts de voyages  $C_i$ , le nombre de visites  $N_i$  et toute autre caractéristique sociodémographique et économique  $Z_i$  des répondants, souvent obtenus en sondant les visiteurs ou les visiteurs potentiels du site. Le sondage peut être fait sur site ou hors-site par différents modes de recrutement des répondants (poste, téléphone, face à face, internet, etc.),<sup>4</sup> mais la question la plus essentielle pour les chercheurs est de trouver une bonne stratégie pour recueillir correctement toutes les informations qui seront utiles pour extrapoler les coûts de voyage de chaque répondant, par exemple la distance entre le site touristique et leur domicile, la durée de leur voyage, le mode de transport choisi, les équipements nécessaires, etc.

La figure 8 présente les principales étapes constituant une étude de coûts de transport.

---

<sup>4</sup> Il existe beaucoup de livres et articles qui discutent des méthodes d'enquête, voir notamment Bateman et al., 2002.

**Figure 8 : Les étapes détaillées pour effectuer une étude de coûts de transport**

1. Définir le site à évaluer
  - Se concentrer sur un site qui n'a pas des sites substitués évidents
  - Si une analyse des sites multiples est inévitable, il faut utiliser un modèle d'utilité aléatoire qui considère que la probabilité de visiter un parc est conditionnelle à la décision d'en visiter un autre
2. Définir l'usage récréatif du site et la saison
  - Toujours choisir l'usage le plus important
  - Le choix des usages récréatifs conditionnera la saison dans laquelle l'étude se déroulera, surtout pour celles qui envisagent une enquête sur le site
3. Enquête de terrain
  - Définir le mode d'enquête (face-à-face, poste, téléphone, internet, etc.)
  - Échantillonnage (utilisateurs sur le site ou totalité de la population qui habitent à l'intérieur d'une certaine distance du site)
4. Spécification de la fonction de demande
  - Fonction linéaire ou non-linéaire?
  - Variables explicatives à inclure dans le modèle (*âge, sexe, revenu, profession, éducation, expériences sur autres sites similaires, loisir, équipement, point de départ, point d'arrivée, durée du voyage, durée de la visite, etc.*)
5. Décider comment traiter les voyages qui ont des objectifs multiples
  - Exclure ou répartir les coûts selon les objectifs du visiteur
6. Designer et effectuer l'enquête
  - Designer le questionnaire
  - Pré-tester le questionnaire (compréhension, discrétion et de confidentialité, longueur, etc.)
  - Effectuer l'enquête
7. Calculer le coût de voyages des répondants
  - Tous les coûts reliés doivent être comptés : voyage, hébergement, repas, hôtel, frais d'entrée...
  - Inclure le coût d'opportunité
8. Estimer le modèle de la courbe de demande
  - MCO (moindre carré ordinaire) ou *count model*?
  - Problème de la troncature pour les bases de données obtenues par les enquêtes sur le site
9. Calculer la valeur d'accès et l'agrégation de ces valeurs
  - Représentativité des répondants par rapport à la population totale concernée
  - Test de sensibilité

## **Forces et faiblesses de la méthode**

La méthode des coûts de transports est souvent utilisée pour estimer la valeur d'usage économique d'un site pour fin de récréation. Elle mesure les bénéfices ou coûts économiques issus des changements dans les coûts d'accès et de l'élimination ou de l'addition ou des changements dans la qualité environnementale d'un site touristique.

Les avantages principaux de cette méthode sont nombreux. D'abord, il s'agit d'une méthode qui suit étroitement les techniques empiriques conventionnelles utilisées par les économistes pour estimer la valeur économique en se basant sur les prix de marché. Ceci explique la relative facilité de la démarche et de l'analyse. De plus, cette méthode se base sur les comportements réels des consommateurs, les résultats sont donc tangibles et ne sont pas soumis aux biais hypothétiques liés aux méthodes de préférences exprimées. Ensuite, nous constatons souvent une bonne compatibilité d'incitation entre les enquêteurs et les répondants, surtout lors de sondage sur-site, où les visiteurs sont souvent motivés à participer à l'enquête, car ils ont souvent une préférence plus prononcée pour le site visité et sont plus intéressés à de futurs changements.

La méthode de coûts de voyage comporte toutefois plusieurs faiblesses importantes. Premièrement, il s'agit d'une méthode qui peut seulement évaluer la valeur de l'environnement à travers des activités récréo-touristiques, car une hypothèse implicite de cette méthode est que les biens et services étudiés, par exemple le nombre de visites à un parc national, dont la consommation est affectée par la qualité de l'environnement, ne doivent pas être essentiels pour le consommateur. Ainsi, cette méthode ne peut pas être utilisée pour mesurer la valeur de l'environnement pour certains types de personnes, par exemple, les pêcheurs professionnels, dont la vie dépend étroitement de la qualité des services environnementaux.

Deuxièmement, cette méthode ne mesure que la valeur d'usage de l'environnement, car la valeur de l'environnement est déduite à partir de changements du niveau de consommation de certains biens (permis de pêche) ou services (visite un parc national), dont la qualité est affectée par la variation de la qualité de l'environnement. Ainsi pour les gens qui ne consomment pas ces biens ou services (par exemple ceux qui ne pêchent pas), cette méthode ne pourra pas saisir les changements de leurs satisfactions issues de l'amélioration de l'environnement car les variations de leurs satisfactions ne sont pas exprimées par leurs comportements de consommation. De plus, ces variations de satisfaction sont souvent exprimées par la valeur de non-usage (valeur d'existence, valeur d'option, ou valeur de leg, etc.)

Troisièmement, l'approche standard de la méthode de coûts de voyage peut seulement fournir des informations sur la qualité actuelle de l'environnement, mais pas les gains ou pertes potentiels des conditions environnementales. Ainsi, cette méthode, dans la plupart des cas, peut seulement servir à évaluer la disparition ou l'addition d'un site.

Finalement, comme toute autre étude basée sur enquête de terrain, la méthode de coûts de voyage souffre également des biais liés aux techniques d'enquête, à l'échantillonnage, etc.

Pour connaître les détails liés à l'application de cette méthode, voir notamment Bockstael (1995).

### **3.3.3.2. Prix hédonistes**

La méthode de prix hédonistes évalue la valeur des variations de la qualité de l'environnement ou des ressources naturelles qui peuvent affecter les prix du marché. Cette méthode a été largement utilisée dans le passé en économie de l'environnement pour évaluer la qualité de l'air, de l'eau, les impacts du bruit, le paysage, la taille des espaces verts ainsi que d'autres services écologiques. La méthode est basée sur l'idée que les caractéristiques constitutives d'un bien sont différentes et qu'elles contribuent à la formation des prix différents. Appliquée à l'environnement, l'idée de ce modèle consiste à supposer que la qualité de l'environnement et des paysages peut affecter le prix d'autres biens ou services. Par exemple, la valeur de deux maisons aux caractéristiques physiques identiques sera différente si l'une se trouve en bordure d'un lac sauvage et l'autre près d'un dépôt. Le consommateur consent donc à déboursier un montant supplémentaire pour un bien présentant une caractéristique satisfaisant un besoin précis.

La méthode des prix hédonistes vise à évaluer la contribution d'une caractéristique spécifique parmi un ensemble dans le niveau de prix d'un bien composite, ainsi le focus de l'analyse repose sur les caractéristiques hétérogènes des biens. Ceci est très différent de la méthode de coûts de transport qui se focalise plutôt sur les comportements des visiteurs de différents profils sociodémographiques et économiques vis-à-vis un seul site pour extrapoler la valeur d'un changement de la qualité de biens et services environnementaux concernés.

#### **Fondements théoriques de la méthode**

Cette méthode a été utilisée pour la première fois par Waugh en 1926 sur la valeur de la qualité des légumes. Sa première application sur le marché immobilier date de 1967, quand Ridker et Henning (1967) ont mesuré la qualité de l'air sur les prix immobiliers.

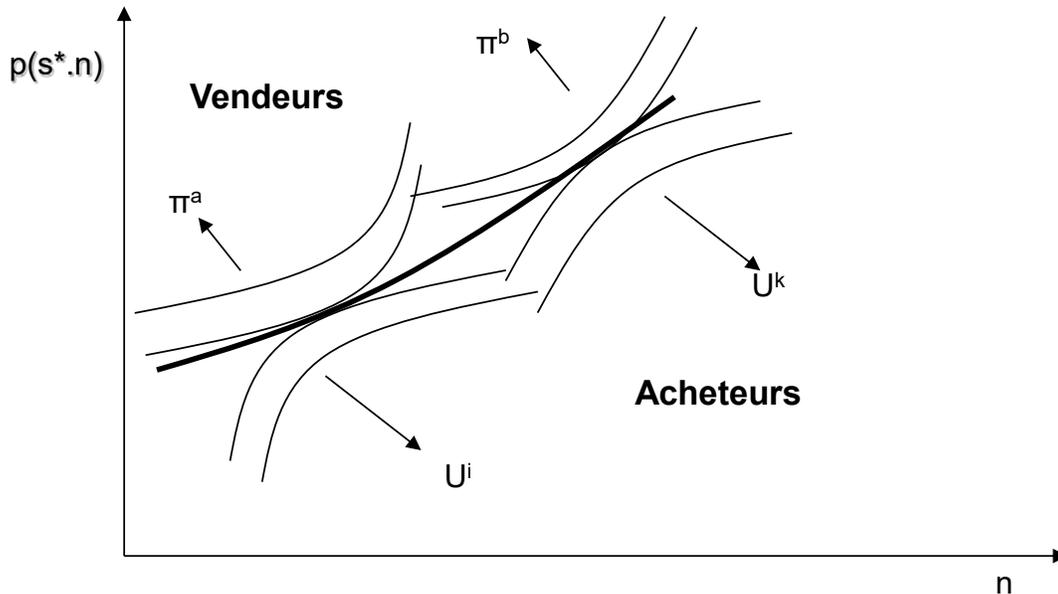
Le fondement théorique de cette méthode a été construit par Rosen (1974) selon la situation d'un marché immobilier efficace. D'un côté, Rosen a d'abord bâti la demande pour une caractéristique spécifique d'un bien composite (par exemple des maisons), disons  $n$  (par exemple le nombre de chambres ou bien le pourcentage d'espaces verts autour d'une maison) par rapport au prix du marché,  $p$  (par ex. prix de maison), en se basant sur l'arbitrage d'un acheteur entre le prix à payer et le niveau de la caractéristique en question pour maximiser son utilité d'achat. Logiquement, différents acheteurs peuvent avoir des préférences diverses envers cette caractéristique

spécifique ; certains acheteurs peuvent avoir une préférence plus prononcée pour cette caractéristique  $n$  que d'autres et ainsi ils sont en général prêts à payer un prix plus élevé pour obtenir plus de  $n$ . En principe, un souhait commun des acheteurs est de pouvoir acheter le plus de  $n$  avec un niveau de prix le plus bas possible. Du côté des consommateurs, il y a donc une tendance à tirer le prix général du marché immobilier vers le bas.

D'un autre côté, Rosen a également construit la situation de l'offre de maisons en se basant sur l'hypothèse de la maximisation de profit d'un vendeur qui ajuste le niveau d'offre de  $n$  selon le niveau de prix  $p$  sur le marché. De façon similaire à la situation des acheteurs, il existe également différents vendeurs. Certains vendeurs vendent des maisons plus petites ( $n$  plus petit) au prix plus bas (un  $b$  plus bas) et d'autres vendent des grandes maisons en demandant un prix plus élevé. Mais en principe, le souhait commun des vendeurs est de vendre leurs maisons au prix le plus élevé possible. Ainsi du côté des vendeurs, il y a une tendance à pousser le prix général du marché vers le haut.

Nous pouvons ainsi imaginer un marché immobilier efficace dans lequel des milliers de vendeurs qui proposent de vendre des maisons avec tous niveaux de  $n$  et des milliers d'acheteurs qui cherchent à acheter ces maisons se rencontrent, et ces rencontres permettront de former une frontière (c.f. la ligne noire épaisse sur figure 9) sur laquelle les acheteurs et les vendeurs sont dans une situation d'appariement parfait. Plus concrètement, chaque vendeur qui veut vendre sa maison avec un niveau de caractéristique  $n$  rencontre un acheteur qui veut l'acheter. Le niveau de prix,  $p$ , finalement déterminé satisfait les deux côtés selon le principe de la maximisation de l'utilité pour les acheteurs et du profit pour les producteurs. Cette frontière de rencontre nous donne en effet une fonction entre le prix hédoniste  $p$  et la caractéristique  $n$ . Logiquement, cette frontière est croissante et signifie qu'une augmentation de  $n$  (le nombre de chambres dans une maison) exige une augmentation de  $p$  (le prix de la maison).

**Figure 9 : La condition d'équilibre du marché d'un bien composite  
et la fonction des prix hédonistes**



Une fois obtenue cette frontière des prix hédonistes, nous pouvons calculer le prix de  $n$  en faisant la dérivée de premier ordre de la fonction des prix hédonistes par rapport à  $n$  :  $\partial p / \partial n$  : le prix de maison augmente si elle possède une chambre de plus, toutes choses égales par ailleurs.

Ainsi, la méthode des prix hédonistes consiste en deux étapes. Dans une première étape, nous devons d'abord estimer la frontière des prix hédonistes. Prenons l'exemple d'une étude sur la valeur de la superficie d'espaces verts autour des maisons. Nous devons tout d'abord collecter les données suivantes : prix des maisons ainsi que leurs caractéristiques qui sont susceptibles d'affecter les prix de maison : type de maison (détachée, semi-détachée, condo, appartement, etc.), l'âge de maison, les matériaux de construction, le quartier (taux de criminalité, langue, culture, taux de taxe foncière), la disponibilité des infrastructures (transports publics, commerces, garderies, écoles, parcs, terrains de sport, etc.), le nombre de chambres, le nombre de salles de bain et la condition de l'environnement (lac, rivière, qualité de l'air, surfaces d'espaces verts dans le quartier ou autour de chaque maison, niveau de bruit, etc.).

Bien que certains auteurs utilisent leurs propres enquêtes pour obtenir ces informations, ces données existent généralement auprès de la chambre de notaires ou de la municipalité où une telle étude s'effectuera. Pour que l'estimation puisse se faire de façon efficace, une condition importante est que les caractéristiques des maisons incluses dans l'analyse soient être assez variées. Par exemple, si l'objectif est de mesurer la valeur de la superficie des espaces verts autour d'une maison, nous devons espérer avoir dans la base de données des variations assez importantes de cette

caractéristique pour donner l'amplitude à l'estimateur d'aller chercher un coefficient pour cette variable pour bien expliquer comment les prix de maison varient selon cette caractéristique. Une fois l'estimation de l'équation citée plus haut réalisée, la deuxième étape consiste à dériver le prix des maisons par rapport à la superficie verte selon l'estimation obtenue.

Une fois obtenus, les changements de prix des maisons issus d'un changement de superficie d'espaces verts autour de la maison pourront être extrapoler en moyenne. Nous pourrions évaluer comment une unité d'augmentation de la superficie d'espaces verts pourra augmenter la valeur de toutes sortes de maisons dans une ville et ainsi obtenir la valeur agrégée de l'amélioration des espaces verts pour une ville, exprimée par l'augmentation de la valeur totale des biens immobiliers.

La figure 10 détaille les principales étapes de réalisation d'une étude par la méthode des prix hédonistes.

### **Figure 10 : Les étapes détaillées pour effectuer une étude de prix hédonistes**

1. Définir le bien/service environnemental à évaluer
  - Est-ce que ce bien/service environnemental affecte le prix d'un bien sur le marché?
  - Comment ce bien/service environnemental affecte le prix de ce bien sur le marché?
  - Peut-on considérer ce bien de marché comme un bien composite avec des caractéristiques assez hétérogènes?
2. Définir la fonction de prix hédonistes
  - Prix du bien de marché étudié
  - Autres caractéristiques qui peuvent affecter le prix de ce bien composite
  - Comment mesurer ces caractéristiques?
  - Identifier la mesure pour la caractéristique concernant l'environnement
3. Collecte de données
  - Obtenir les informations sur la disponibilité des différentes sources de données
  - Avantages et problèmes de chaque source
  - Sélectionner la meilleure ou les meilleures sources
4. Spécification de la fonction de prix hédonistes
  - Fonction linéaire ou non-linéaire?
  - Construction des variables explicatives à inclure dans le modèle
5. Estimer la fonction de prix hédonistes
6. Calculer le prix hédoniste pour la caractéristique en question.
7. Agrégation de ces valeurs

## **Forces et faiblesses de la méthode**

Tout comme la méthode de coûts de transport, l'avantage le plus important de la méthode de prix hédonistes est qu'elle évalue la valeur en se basant sur les choix réels faits par les consommateurs. De plus, la plupart des études utilisant cette démarche basent leurs analyses sur les données provenant de marchés immobiliers, qui sont en général considérées comme des informations plus fiables par rapport à celles provenant de d'autres marchés et autres sources. Par ailleurs, la méthode de prix hédoniste elle-même est relativement flexible : l'étape centrale de sa méthodologie consiste à estimer la fonction de prix hédonistes. Cette estimation de fonction nous permet en effet d'inclure différents aspects de l'environnement et potentiellement les interactions entre les autres caractéristiques et la condition de l'environnement. Ceci n'est pas réalisable d'autres méthodes, notamment celle des coûts de transport.

Les faiblesses généralement associées aux prix hédonistes le sont sur le plan des fondements théoriques et des considérations économétriques. Sur le plan théorique, cette méthode suggère implicitement une condition d'information parfaite et un marché parfaitement concurrentiel, ce qui en réalité est loin d'être vrai pour la plupart des marchés. Elle suggère également que chaque acheteur ait la possibilité d'acheter toutes les combinaisons possibles des caractéristiques du bien en question, ce qui est également loin d'être vrai. Nous constatons très souvent dans des situations réelles que les acheteurs sont forcés à faire des compromis et donc que la chance de trouver le bien composite qui correspond exactement à leurs attentes est rare. De plus, le fondement théorique ne donne que très peu de conseil sur la forme fonctionnelle pour la fonction de prix hédonistes, ce qui rend l'analyse économétrique parfois difficile. De façon plus implicite, cette méthode suppose que chaque individu ait la même perception sur les différentes caractéristiques du bien car dans l'estimation de la frontière du prix hédoniste du marché, le prix du bien est directement relié aux niveaux réels des caractéristiques du bien.

Dans la réalité, surtout pour les biens/services environnementaux, la perception sur un même niveau de qualité peut être très différente d'une personne à l'autre et parfois très subjective, dépendant fortement des expériences individuelles. La confection du fondement théorique de cette méthodologie contraint l'application de cette méthode sur les aspects environnementaux dont les variations de conditions sont entrevues et peuvent directement affecter la valeur de biens immobiliers. Si pour certains aspects environnementaux, les variations de leurs conditions ne sont pas directement perceptibles et leurs liens avec les variations des prix immobiliers sont moins directs, l'efficacité d'estimation de la frontière de prix hédonistes sera sans doute compromise. Finalement, selon le fondement théorique, le prix hédoniste calculé nous permet seulement de mesurer la variation marginale d'une caractéristique du bien en question. Cependant, dans la pratique, nous observons assez souvent que certaines caractéristiques n'ont pas de mesure continue, ce qui rend le dérivé du prix du bien par rapport au niveau de caractéristique mathématiquement impossible.

Les critiques sur le plan économétrique de cette méthode sont également nombreuses. Premièrement, bien que beaucoup de caractéristiques du bien en question puissent être inclus dans la régression de la frontière de prix hédonistes, il reste cependant difficile d'identifier la contribution pure d'une caractéristique particulière car ceci dépend très souvent de la situation des autres caractéristiques. Prenons le cas du marché immobilier : des maisons qui se situent dans un bon quartier avec beaucoup de verdure sont souvent des maisons qui possèdent plus de chambres, plus de salles de bain et sont construites plus souvent avec des matériaux de meilleure qualité ; leur prix plus élevé sur le marché est en effet collectivement expliqué par toutes ces caractéristiques, pas seulement par l'étendue de verdure.

Deuxièmement, la valeur d'une maison dépend non seulement de ses propres caractéristiques mais également des caractéristiques et de la valeur des maisons environnantes.

Troisièmement, les analyses recourant à la méthode de prix hédonistes utilisent la plupart de temps des données provenant du marché immobilier ; ces analyses utilisent seulement des données sur les maisons vendues dans la base de données. Si une maison n'a jamais été sujette à d'une transaction de propriété, elle ne se trouve pas dans la base de données. Cependant, nous soupçonnons qu'une maison vendue pourrait être fondamentalement différente d'une maison qui n'a jamais été vendue sur un marché. Il se peut que ce soit une maison qui présente des défauts importants ou bien une maison qui est tellement valorisable qu'elle n'a jamais été mise en vente. Si nous utilisons uniquement les données provenant des maisons qui ont été vendues dans le passé pour extrapoler la valeur de l'amélioration d'un bien/service environnemental exprimée par la valeur immobilière dans une ville, nous risquons de sur- ou sous-évaluer la valeur de l'environnement car notre base de données ne contient que des maisons vendues dans le passé. Pour contrer le problème de biais-sélection, Heckman (1978) a proposé une approche en deux étapes, qui a été déjà largement utilisée dans la littérature.

Finalement, la qualité d'analyse d'une étude de prix hédonistes dépend étroitement de la qualité et la disponibilité de données et parfois de choix de formes fonctionnelles de la fonction de prix hédonistes. Ceux-ci peuvent dans certains sens compromettre la crédibilité d'étude.

Pour en savoir plus sur la conduite d'une étude de prix hédonistes, voir Bartik (1987), Chattopadhyay (1999) et Taylor (2003).

### **3.3.3.3. Forces et faiblesses des méthodes de préférences révélées dans un contexte de changements climatiques**

Ce type de méthode est basé sur le comportement actuel des agents économiques sur des marchés économiques et représente donc leur consentement à payer réel, de façon directe ou indirecte, pour des aménités environnementales. L'analyse faite par ces

méthodes se réfère aux techniques économiques plus conventionnelles qui estiment les valeurs sur la base de prix de marchés. Les marchés analysés dans les deux méthodes que nous avons vues fournissent des informations habituellement fiables sur les tendances concrètes du comportement des consommateurs (Heal, 2000), particulièrement au niveau du marché foncier.

Ces méthodes sont versatiles et peuvent s'adapter pour intégrer différents scénarios d'interactions entre les marchés, la qualité de l'environnement et les types de biens et services écosystémiques analysés (Farber et al., 2002). Dans un contexte de changement climatique, l'estimation de valeur sur les choix actuels des consommateurs permet certaines prévisions des comportements face à un environnement changeant.

La principale limite de ces méthodes est qu'elle ne peut mesurer que ce qui est relié aux marchés étudiés (i.e. tourisme et immobilier). Le comportement des consommateurs sur ces marchés reflète habituellement plus les différences perçues dans les biens et services écosystémiques plutôt que les fonctionnelles. Ceci peut être complexe à analyser dans une perspective de changement climatique.

Ces techniques sont particulièrement d'intérêt pour mesurer les variations possibles de valeur associés à des biens et services écosystémiques sensibles aux changements climatiques et qui sont reliés à des marchés économiques. Dans cette situation, nous pouvons penser aux impacts sur le marché immobilier d'une hausse du niveau de l'eau affectant les résidences côtières ou aux impacts sur le tourisme d'un blanchiment des coraux (Whitehead, 2009, Klaiber et Smith, 2011).

### **3.3.4. Méthodes basées sur les préférences exprimées**

Dans un monde économique idéal, la valeur d'un changement de condition environnementale pourrait être déterminée facilement par des arrangements institutionnels existants qui la révèlent directement. Dans un monde moins idéal, il nous est possible d'utiliser les transactions réelles de certains marchés pour identifier la valeur de l'environnement. Cependant, dans beaucoup de cas réels, il n'existe pas un tel marché qui pourrait permettre d'extraire des valeurs de biens environnementaux non-marchands, comme par exemple les services écosystémiques. D'autant plus, très souvent, les transactions réelles de marché, bien qu'elles puissent révéler directement ou indirectement certaines valeurs d'usage d'un changement de l'environnement par des comportements de marché de consommateurs, ne peuvent pas illustrer la valeur totale de ce changement. Cette dernière inclut très souvent une proportion importante de la valeur d'usage passive, qui ne s'associe à aucun comportement observable (le bien-être procuré par un beau paysage, par ex.) et de la valeur de non-usage comme la valeur d'existence, la valeur d'option, la valeur d'altruisme et la valeur de leg. Les faits empiriques montrent que les composantes de la valeur de non-usage sont souvent plusieurs fois plus importantes que la valeur d'usage direct des ressources environnementales. Par exemple, Sander et al. (1990) ont calculé qu'à l'intérieur de la valeur totale des 15 rivières de l'État du Colorado aux États-Unis, seulement 20%

constituait une valeur d'usage direct (irrigation, natation, pêche, tourisme, etc.) et que tout le reste constituait des valeurs de non-usage. Dans cette situation, nous devons utiliser les méthodes basées sur les préférences exprimées pour mesurer la valeur de l'environnement et des ressources naturelles via des comportements de non-marché.

L'étape essentielle de ce regroupement de méthodes est de communiquer directement avec les individus en créant un marché simulé dans le but d'identifier leur arbitrage entre le prix à payer (ou la compensation à accepter) et l'amélioration (ou la détérioration) de l'environnement comme résultat à travers une enquête. Il est ensuite possible d'extrapoler les résultats moyens à l'ensemble de la population afin de connaître la valeur totale de l'élément ciblé. La technique la plus souvent utilisée est la méthode d'évaluation contingente (MEC), que nous approfondirons tout comme une deuxième technique, plus récente, l'approche multi-attributs (AMA).

### 3.3.4.1. Évaluation contingente

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

#### Fondements théoriques

Les fondements théoriques de la méthode d'évaluation contingente se basent sur les considérations des variations de la satisfaction d'un individu avant et après un changement de la condition environnementale hypothétique. Considérons un individu possédant un niveau de revenu et de vie dans certaines conditions environnementales. Si la pollution peut réduire le niveau de satisfaction de cet individu, il peut dépenser une partie de son revenu dans le but de corriger ces impacts négatifs, par exemple, installer des équipements pour filtrer l'air dans la maison pour lutter contre les effets négatifs de pollution aérienne. Si un projet public peut améliorer la qualité de l'air, certaines dépenses pour lutter contre les effets négatifs des pollutions aériennes initialement engagées par cet individu deviendraient non-nécessaires ; ainsi le niveau de satisfaction de l'individu augmente en partie grâce à la réduction des dépenses défensives, en partie grâce à l'utilité directement obtenue de l'amélioration de l'environnement.

La méthode d'évaluation contingente utilise cette augmentation de niveau de satisfaction chez cet individu pour mesurer la valeur de cette amélioration de la qualité de l'air accordée par cet individu. Ainsi, la logique d'évaluation est de déterminer la valeur monétaire de cette variation de satisfaction qui sera égale à la somme maximale d'argent que cet individu sera prêt à payer pour bénéficier de la condition améliorée de la qualité de l'air tout en restant sur le même niveau de satisfaction globale initial associé à la situation avant l'amélioration.

L'étape centrale de cette méthode consiste ainsi à désigner un questionnaire dans lequel, après avoir proposé un scénario hypothétique d'un changement de l'environnement (une amélioration ou une détérioration), nous posons directement une ou plusieurs questions aux répondants pour mesurer leur volonté à payer (VAP) maximale pour bénéficier d'une amélioration ou bien de leur volonté à accepter (VAA) minimale pour accepter une détérioration.

L'importance de la désignation du questionnaire est ainsi indiscutable dans cette démarche (Bateman et al., 2002). Comme le scénario de marché décrit dans le questionnaire pour solliciter la VAP ou VAA de répondants est hypothétique, c'est-à-dire une situation imaginaire, le défi le plus important de cette méthode est de rendre ce marché imaginaire (hypothétique) le plus réel possible. Carson et al. (2000) propose 6 éléments essentiels pour un bon questionnaire.

1. Objet d'évaluation bien identifié
2. Une *bonne et crédible* description de la situation actuelle et les alternatifs proposés
3. Une claire description sur le mécanisme de paiement et les institutions qui assurent les bons déroulements de paiements
4. Une stratégie efficace de la révélation de VAP/VAA de répondants
5. Une série de questions pour identifier la certitude d'individus sur leurs réponses données aux questions de VAP/VAA
6. Une série de questions pour illustrer les caractéristiques sociodémographiques (sexe, âge, éducation, etc.) et économiques (revenu, profession, etc.) et les attitudes d'individus répondant au questionnaire

Nous pouvons considérer les informations du point 1 comme une sorte d'« échauffement » pour donner aux répondants une idée sur les aspects traités dans le questionnaire. Les informations du point 2 contiendraient essentiellement une quantité d'informations descriptives à donner (souvent biologiques, écologiques : l'augmentation du niveau de l'eau, la réduction de la concentration de pollution, l'augmentation des espèces d'animaux rares, etc.) qui concernent la situation courante et les *variations* proposée par le questionnaire. Cette partie d'informations est souvent le fruit d'un travail interdisciplinaire dans lequel les économistes invitent des scientifiques (biologistes, chimistes, écologues, géographes, etc.) à proposer un scénario *le plus concret et le plus*

*réel possible*. Les informations obtenues des scientifiques, cependant, ne peuvent être présentées directement dans un questionnaire, car parmi les répondants, la plupart ne possèdent pas de formation spécifique sur le sujet en question. Ainsi, il faut s'assurer que les informations évoquées pour décrire la situation de l'environnement avant/après le changement soient présentées par un langage illustratif, facile à comprendre et concis. L'importance du point 3 est aussi fondamentale que le point 2, car la crédibilité du mécanisme proposé affecte crucialement l'anticipation des répondants pour leur volonté à payer si un tel changement se concrétise. Un mécanisme mal défini, ainsi moins crédible, peut donner une sensation de méfiance aux répondants et ceci peut ensuite provoquer une sensation de doute et affecter leur volonté à payer.

Les points d'information essentiels à prendre en compte sont : qui collecte et gère le paiement (gouvernement ou une association), en quelle forme (taxe, frais, contribution volontaire, augmentation des prix, etc.), à quelle fréquence (par an, par mois, forfaitaire, etc.). L'importance du point 5 vise essentiellement une bonne analyse des données de VAP/VAA. Les informations révélées par les réponses pour ces questions nous donneront la possibilité d'évaluer le degré de compréhension des répondants sur les scénarios hypothétiques proposés et le degré de leur confiance envers leurs réponses aux questions de VAP/VAA. Les informations du point 6 correspondent à un composant standard d'enquête ; ces informations doivent être ajustées selon les scénarios en question. Par exemple, si nous travaillons sur une question relative à la qualité de l'eau dans un lac, les questions sur l'attitude et la perception de répondants envers l'environnement doivent absolument couvrir l'aspect de l'eau. Une autre utilité de ces informations, surtout celles concernant les caractéristiques sociodémographiques et économiques des répondants, est de juger de la représentativité statistique de notre échantillon et d'expliquer les différences dans les VAP/VAA des différents répondants du questionnaire.

Les chercheurs ont proposé différents formats de question de la VAP dans le but d'obtenir les informations les plus précises pour chaque répondant. Le format de question le plus simple invite les répondants à donner directement un chiffre pour illustrer leur VAP et ceci pourrait être fait par une question ouverte comme « quel sera le montant que vous seriez prêt à payer pour le projet A ? » ou par une question associée à une carte de paiement qui invite les répondants à encercler dans une liste des montants proposés celui qui correspond le mieux à sa VAP réelle. Les avantages de ce format de question résident dans leur simplicité : les réponses obtenues d'un répondant illustrent directement sa VAP et toutes les analyses visant à discuter des facteurs déterminants de VAP sont relativement simples et peuvent être effectuées par des estimations linéaires les plus simples comme celles suivant le principe de moindre de carré ordinaire (MCO). L'enquête basée sur ce format de question a ainsi une exigence plutôt faible pour la taille d'échantillon (200 ou plus). Ce format de question souffre pourtant d'un biais important, qui est le biais de réponses stratégiques. C'est un biais qui est étroitement lié au caractère hypothétique de la question de volonté à payer. Ce biais peut s'associer à un individu qui ne comprend pas le caractère hypothétique de la question ; ainsi, pour éviter de s'engager dans une obligation de paiement, il a la

tendance à *sous-rapporter* sa VAP. Dans cette situation, cette réponse stratégique de répondant biaise la VAP enquêtée vers le bas. Une autre source possible de ce biais s'associe à la situation dans laquelle un individu qui comprend parfaitement le caractère hypothétique de la question, ainsi pour que le service environnemental proposé dans le questionnaire se concrétise, cet individu pourrait également *sur-rapporter* sa VAP. Dans cette situation, cette réponse stratégique biaise la VAP enquêtée vers le haut.

D'autres formats de question VAP, basés sur les choix discrets, sont proposés par les chercheurs dans le but de contrer le biais de réponses stratégiques. Parmi eux, le format le plus simple est la question de choix discrets avec un seul prix proposé. Plus concrètement, la question de VAP proposée est « est-ce que vous seriez prêt à payer (accepter) X dollars pour le projet A, oui ou non ? », où le montant de X dollars est explicitement proposé par l'enquêteur. La réponse de répondants est simplement pour accepter (oui) ou refuser (non) ce prix proposé pour pouvoir bénéficier (ne pas subir) ou ne pas bénéficier (subir) une amélioration (détérioration) de l'environnement. Ce format de question suit en effet la logique d'un référendum dans lequel un programme sera approuvé si et seulement si 50% de la population vote « oui ». Une telle question a l'avantage d'être plus réaliste et fait appel aux expériences déjà vécues/observées des répondants dans leur vie. Pour chaque individu, ce format de question ne cherche pas à identifier sa VAP mais essaie de la borner. Si la réponse d'un répondant est « oui », nous pouvons déduire que la VAP de cet individu est plus grande que le prix proposé ( $VAP \geq X$ ). Au contraire, si la réponse est « non », nous savons que la VAP de cet individu sera plus petite que le prix proposé ( $VAP < X$ ).

L'analyse de ce format suit étroitement la logique théorique de la méthode expliquée plus tôt. Si un répondant  $i$  a répondu « oui » au prix proposé, ce répondant bénéficie de l'amélioration de l'environnement mais en même temps, doit payer le prix proposé ; nous pouvons illustrer son niveau d'utilité comme  $U_{oui}$ . Si le projet n'est pas accepté, il n'a pas besoin de payer le montant proposé mais il fait face à la même situation environnementale initiale. Nous utilisons  $U_{non}$  pour illustrer son niveau d'utilité. Ainsi, un individu répondrait « oui » si et seulement si  $U_{oui} > U_{non}$ . Le modèle d'estimation adapté à ce format de questionnaire vise à estimer la probabilité pour un individu  $i$  d'avoir  $U_{oui} > U_{non}$ , selon le niveau de prix proposé ainsi que ses caractéristiques sociodémographiques et économiques. Les formes fonctionnelles utilisées dans ce type d'analyse sont souvent non-linéaires et exigent en principe une taille d'échantillon plus grande (>500 questionnaires valides)

Les développements de la méthodologie d'évaluation contingente enregistrent un parcours intéressant d'évolution des formats de questions de VAP. Les lecteurs qui s'intéressent à cet aspect peuvent se référer aux écrits de Grafton et al. (2003) et Mitchell et Carson (1989) pour des discussions plus détaillées.

## Forces et faiblesses de la méthode

La méthode d'évaluation contingente est la méthode d'évaluation non-marchande qui a eu les plus nombreuses critiques et les plus nombreux développements théoriques et économétriques. Ceux-ci montrent en même temps la popularité et les nombreuses faiblesses potentielles de cette méthode.

La force la plus importante de la méthode d'analyse contingente, surtout dans un contexte de changements climatiques, est sa capacité d'englober les différents composants de la valeur économique totale, en particulier les valeurs d'usages indirectes (passives) et les valeurs de non-usage, qui occupent très souvent un pourcentage important dans la valeur totale d'un bien ou service environnemental. Un autre avantage de cette méthode est sa grande flexibilité dans l'application. En se basant sur une enquête de terrain dans laquelle les répondants sont invités à se prononcer devant un marché hypothétique, l'applicabilité de cette méthode est beaucoup plus importante, comparativement à la méthode de prix hédonistes, dont l'application est strictement contrainte par la disponibilité des données de marché du bien complémentaire, ou par rapport à la méthode de coût de transport, dont l'application se restreint uniquement aux sites touristiques ou récréatifs.

L'application de la méthode d'évaluation contingente, cependant, exige des attentions particulières pour en éviter ou atténuer plusieurs faiblesses. En effet, le biais de réponses stratégiques que nous avons mentionné plus haut pourrait être partiellement contrôlé par des formats de question de volonté à payer mieux choisis, et encore plus par une désignation du scénario en question plus réaliste, qui a la capacité de donner deux impressions de « conséquences » réelles aux répondants. La première impression est qu'ils doivent absolument payer pour pouvoir profiter du changement. De plus, ils doivent être conscients que le montant du paiement affecte effectivement la concrétisation de ce changement de la condition environnementale.

La méthode d'évaluation contingente est fondamentalement une méthode d'évaluation *hypothétique*. Certains chercheurs ont réalisé des études pour comparer des ventes réelles et celles proposées dans une étude d'évaluation contingente (Blumenschein et al. 2001; Onwujekwe et al. 2005). Leurs conclusions montrent que dans une étude d'évaluation contingente, les individus peuvent donner des valeurs assez proches de celles données dans une transaction réelle quand les répondants sont assez familiers avec le bien évalué. Ceci n'est cependant pas le cas pour beaucoup de biens ou services environnementaux. Il existe des preuves empiriques qui suggèrent que la méthode d'évaluation contingente a tendance à surévaluer la valeur réelle. Par exemple, Harrison and Rutström (2008) ont identifié un biais positif dans 34 sur 39 études d'évaluation contingente, ce biais étant estimé à un facteur de 1,67, c'est-à-dire que la valeur hypothétique médiane des 39 études est de 1,67 fois plus élevée que la valeur réelle. Murphy et al. (2005) et List et Gallet (2001), dans leur méta-analyse, trouvent des résultats similaires qui calibrent le facteur de différence entre valeurs médianes hypothétiques et réelles à 1,35 et 1,28 respectivement.

Certaines études indiquent le risque pour une étude d'évaluation contingente de souffrir du problème de « scope », qui signifie que les répondants ne sont pas sensibles aux différents niveaux de changements proposés par le programme. Pour une étude qui évalue la valeur d'un bien/service environnemental relié aux changements climatiques, ceci reste un grand défi car les répondants ont souvent peu d'expérience avec ce type de bien et plus largement avec la dynamique d'évolution du climat. Par exemple, si un individu n'a jamais eu l'occasion de profiter d'une condition meilleure de l'environnement dans le passé, il est probable qu'il ne serait pas en mesure de distinguer une amélioration de 20% par rapport à une amélioration de 50%. La plupart des études d'évaluation contingente incluent des questions spécifiques pour tester l'effet de « scope », souvent en variant le niveau d'amélioration proposée.

Un autre biais souvent mentionné comme faiblesse de la méthode d'évaluation contingente est l'effet de « warm glow » (Kahneman et Knetsch, 1992; Andreoni, 1990). Ce biais décrit la situation dans laquelle un répondant vote « oui » pour un projet seulement parce qu'il est d'accord avec la « bonne cause » de la proposition et qu'il veut acheter une sorte de satisfaction « morale », mais pas pour les caractéristiques spécifiques du projet. Dans le contexte de changement climatique, ceci peut être le cas dans lequel un répondant est prêt à payer pour tous les projets de réduction d'émission de gaz à effet de serre, même sans baser ses réflexions sur son revenu réel. Pour identifier ce phénomène, nous utilisons souvent des questions supplémentaires après la question d'évaluation pour identifier les intentions et les causes qui ont poussé un répondant à dire oui même devant un prix exceptionnellement élevé.

Le détail de la théorie et des étapes nécessaires à la réalisation d'une étude d'évaluation contingente est abordé dans la deuxième étude de cas présentée dans ce guide. Le lecteur peut également se référer aux ouvrages de Mitchell et Carson (1989), Bateman et al. (2002) et Alberini et Kahn (2006) pour un approfondissement pertinent de la méthode.

### **3.3.4.2. Approche des choix multi-attributs**

Au tournant des années 1990, nous constatons de plus en plus d'applications de l'approche des choix multi-attributs dans les études d'évaluation des biens/services environnementaux. Il s'agit d'une méthode qui a été d'abord développée pour étudier les systèmes de transport dans les années 1980. Elle fut ensuite utilisée en marketing pour mesurer la demande du marché, particulièrement pour les nouveaux produits ou services. La technique de cette méthode prend sa racine dans les analyses conjointes dans lesquelles les individus sont invités à fournir leur classement des produits comportant différents profils. La confection et les analyses reliées à cette méthode sont basées, comme la méthode d'évaluation contingente, sur la théorie d'utilité aléatoire. Par conséquent, cette méthode identifie, comme la méthode d'évaluation contingente, tous les composants de la valeur économique totale, y compris les valeurs d'usages indirectes (passives) et les valeurs de non-usage.

Différente de la méthode d'évaluation contingente, qui propose dans son scénario hypothétique d'évaluation deux situations (statu quo et changement), la méthode multi-attributs présente aux répondants une série d'alternatives qui sont définies par des attributs (dont un parmi eux est le prix ou paiement). La présentation de ces alternatives se fait en format d'un éventail de choix, dans lesquels les combinaisons d'alternatives sont construites par des design expérimentaux réalisés à l'aide de logiciels informatiques qui permettent aux attributs de ne pas se corréliser entre eux, dans le but d'obtenir une estimation de la valeur pour chaque attribut la plus précise possible. Comme cette méthode se focalise plus directement sur les attributs, un avantage de cette méthode par rapport à l'évaluation contingente est sa capacité d'identifier la valeur accordée par un individu pour un attribut spécifique.

La confection d'un questionnaire d'analyse de multi-attributs commence souvent par une étape d'identification du problème de décision. Par exemple, comment le changement de température affectera la valeur de certaines ressources naturelles, comme les milieux humides. Le choix d'attributs dépend étroitement du contexte et du contenu du problème en question.

Une fois le problème de décision identifié, nous pouvons procéder à l'identification du nombre d'attributs à étudier et du nombre de niveaux pour chacun d'entre eux. Le choix d'attributs est souvent simple et direct car ceux-ci sont déterminés essentiellement par le problème en question. Prenons toujours l'exemple de milieux humides : si la question s'intéresse à la hausse de température affectant les services écologiques de milieux humides, les attributs qui nous intéressent seront les aspects des services écologiques qui sont susceptibles d'être affectés par ce changement de température. Le choix de niveau pour chaque attribut dépend à son tour de variations potentielles de température en question. En général, les attributs doivent être présentés de façon compréhensible. Bien que certaines études utilisent un grand nombre d'attributs, dans la plupart des cas, nous nous contentons de 4 à 6 attributs et de 2 à 5 niveaux chacun (Bateman et al., 2002). Dans une optique d'évaluation monétaire, il est obligatoire de proposer un attribut qui donne quelques niveaux de coût monétaire du projet pour inciter les répondants d'inclure le coût du projet dans leurs comparaisons.

La figure 11 illustre le choix d'attributs et de leurs niveaux utilisé dans une étude d'évaluation basée sur la méthode de multi-attributs pour un projet de gestion de milieux humides en Grèce (Biol et al., 2006). Les attributs considérés sont le niveau de biodiversité (détérioration et augmentation de 10% de population et taille d'habitats), la surface de l'eau ouverte (réduit, augmente par 60%), les informations éducatives ou culturelles (détérioré, amélioré), le nombre de fermiers formés pour des mesures écologiques dans la production agricole (30, 50, 70 ou 100 personnes) et finalement l'attribut qui mesure le coût de ce programme de gestion (3, 10, 40 ou 80 euros).

Une fois les attributs et leurs différents niveaux déterminés, une procédure de désignation expérimentale sera utilisée pour construire un nombre raisonnable de scénarios à partir des combinaisons des attributs à différents niveaux. Ce sont ces

scénarios, souvent présentés en groupes de choix de deux à quatre scénarios, qui seront proposés aux répondants dans le questionnaire. Une tel design expérimental est souvent réalisé à l'aide de logiciel comme Sawtooth, SAS, SPSS, etc. Prenons l'exemple du tableau extrait de Birol et al. (2006), les auteurs ont réussi à former 32 combinaisons de scénarios alternatifs du projet de gestion des milieux humides. Afin de ne pas trop alourdir le questionnaire et risquer une fatigue chez le répondant, les 32 groupements sont ensuite aléatoirement combinés dans 4 versions de questionnaire, chacun invitant le répondant à faire leur choix parmi chacun de ces 8 groupements (4 questionnaires différents x 8 groupements de choix = un total de 32 groupements qui répondent aux conditions statistiques de l'étude). La figure 12 donne un exemple d'un groupement de choix.

**Figure 11 : Exemples d'attributs et de niveaux dans une étude multi-attributs (tiré de Birol et al., 2006).**

<b>Table 1 – Wetland management attributes and levels used in the CE</b>		
Attribute	Definition	Management levels
Biodiversity	The number of different species of plants, animals, their population levels, the number of different habitats and their size.	Low: Deterioration from current levels High: A 10% increase in population and size of habitats
Open water surface area (OWSA)	The surface area of the lake that remains uncovered by reed beds.	Low: Decrease from the current open water surface area of 20% High: Increase open water surface area to 60%
Research and education	The educational, research and cultural information that may be derived from the existence of the wetland, including visits by scientists, students, and school children to learn about ecology and nature.	Low: Deterioration from the current levels of opportunities High: Improve the level of educational and research opportunities by providing better facilities
Re-training of farmers	Re-training of local farmers in environmentally friendly employment such as eco-tourism and arid-crop production.	Number of farmers re-trained in environmentally friendly employment: 30, 50, 75, 150
Payment	A one-off payment to go to the 'Cheimaditida Wetland Management Fund'.	4 payment levels from the pilot CV: €3, €10, €40, €80

Après avoir choisi la méthode d'échantillonnage et effectué la collection de données, il sera le temps d'analyser les données obtenues. De façon similaire au modèle d'estimation pour les questions de choix discrètes utilisées dans la méthode d'évaluation contingente, la logique d'estimation est d'estimer la probabilité pour cet individu de choisir une alternative par rapport aux autres selon les caractéristiques de répondants ainsi que les caractéristiques/niveaux des attributs qui décrivent les scénarios choisis.

**Figure 12 : Exemple de groupement de scénarios dans une étude de choix multi-attributs (tiré de Birol et al., 2006).**

Which of the following wetland management scenarios do you favour? Option A and option B would entail a cost to your household. No payment would be required for "Neither management scenario" option, but the conditions at the wetland would deteriorate to low levels for biodiversity, open water surface area and research and education attributes, and no locals would be re-trained.			
	Wetland management Scenario A	Wetland management Scenario B	Neither management scenario A nor management scenario B:
Biodiversity	Low	High	I prefer NO wetland management
Open water surface area	Low	Low	
Research and education	High	Low	
Re-training of locals	50	50	
One-off payment	€ 3	€ 10	
I would prefer:	Choice A —	Choice B —	Neither —
(Please tick as appropriate)			

Une fois les paramètres estimés, il nous sera possible de déduire la VAP pour le projet qui propose le changement de l'environnement et le prix implicite pour chaque attribut étudié. Nous épargnons les démarches mathématiques impliquées dans ces calculs ; pour les lecteurs qui s'intéressent aux détails de ces calculs, Hanemann (1984) et Parsons et Kealy (1992) sont des références intéressantes.

## **Forces et faiblesses de la méthode**

L'approche de multi-attributs peut être considérée comme une généralisation naturelle d'une étude d'évaluation contingente avec un choix binaire. Dans cette optique, comme une variante de la méthode de préférence déclarée, la plupart des discussions sur les forces et faiblesses exposées dans le cas de l'analyse contingente est en effet applicable à la méthode de multi-attributs.

Cependant, nous considérons en général que l'analyse de multi-attributs est plus efficace dans la mesure de la valeur marginale de changement de l'environnement que la méthode d'évaluation contingente. Prenons l'exemple d'un milieu humide, ses services écologiques peuvent inclure l'habitat de la biodiversité, la capacité de gestion de crues, le contrôle de l'érosion des terres, la production de nourriture, les activités récréatives, etc. Bien qu'une étude d'évaluation contingente puisse mesurer l'ensemble des valeurs de ces composants de services, il est toujours intéressant de savoir la valeur marginale explicite de chaque service (attribut).

L'approche de multi-attributs a également la flexibilité dans sa méthodologie d'extrapoler les niveaux d'attributs qui n'existent pas et grâce à sa caractéristique hypothétique, ceci est très différent d'autres méthodes, comme les coûts de transport, qui ne peuvent seulement mesurer les niveaux d'attributs actuellement existants.

Finalement, beaucoup d'auteurs considèrent que la méthode de multi-attributs a également les capacités d'éviter certaines faiblesses associées à la méthode d'évaluation contingente, comme la tendance de voter « oui » sous la pression d'obtenir la désirabilité sociale ou sous une motivation de réponses stratégiques. Ceci s'explique par le fait que les répondants d'une enquête multi-attributs sont amenés à se prononcer sur leurs préférences pour différentes alternatives parmi une série de scénarios qui sont associés aux paiements différents. Avec la répétition de l'exercice, il serait difficile pour un répondant de maintenir une pensée stratégique cohérente.

Cette méthode a également ses faiblesses, restreignant à certains niveaux son applicabilité dans le domaine de l'environnement. Premièrement, pour calculer la valeur d'un bien environnemental évaluée par la méthode de multi-attributs, il nous est nécessaire de supposer que la valeur totale soit égale à la somme de celles de tous les attributs. Malheureusement, une telle hypothèse n'est pas réaliste, car il est tout à fait probable qu'il existe d'autres attributs additionnels qui ne sont pas inclus dans la conception de scénarios de comparaison mais contribuent également à la génération de satisfaction de répondants.

Deuxièmement, la valeur de l'environnement estimée par la méthode de multi-attributs reste très sensible à la conception d'études. Les choix d'attributs, les niveaux proposés, et la façon dont les attributs et les niveaux sont présentés aux répondants peuvent tous avoir un impact non-négligeable sur l'estimation de la valeur totale et de l'utilité marginale.

Finalement, les choix à faire pourraient sembler être compliqués pour les répondants. Ainsi nous devons anticiper que la crédibilité des réponses s'amenuise avec la complexité des scénarios et des alternatives de choix.

Le détail de la théorie et des étapes nécessaires à la réalisation d'une étude d'approche multi-attributs est notamment donné dans Louviere et al. (2000), Bateman et al. (2002) et Bliemer et Rose (2006).

### **3.3.4.3. Forces et faiblesses des méthodes de préférences exprimées dans un contexte de changements climatiques**

La force la plus importante des méthodes de préférences exprimées, surtout dans un contexte de changements climatiques, est leur capacité d'englober les différents composants de la valeur économique totale, en particulier les valeurs d'usage indirecte (passive) et les valeurs de non-usage. Ces types de valeurs non marchandes occupent très souvent une fraction importante dans la valeur totale d'un bien ou service environnemental qui est susceptible d'être affectée par les changements climatiques. Un autre avantage de cette méthode est sa grande flexibilité dans l'application, il n'y a théoriquement pas de limites à son application, tout dépend de la capacité à construire des scénarios d'évolution de l'environnement qui peuvent être réalistement reliés à une certaine forme d'utilité pour des consommateurs et qu'ils puissent ainsi exprimer des consentements à payer.

Toutefois, comme dans les méthodes de préférences révélées, la volonté de payer des agents économiques, donc le bien-être qu'ils peuvent en soutirer, se réfère souvent à la perception qu'ils ont du bien ou du service et non pas nécessairement à sa fonctionnalité écologique. En ce sens, l'application de ces méthodes exige une attention particulière afin éviter ou atténuer cet effet et les autres faiblesses qui leurs sont associées (i.e. les nombreux biais relatifs aux questionnaires, aux répondants, à l'échantillonnage, etc.).

Puisque ce sont des méthodes hypothétiques basées sur l'évaluation économique de scénarios futurs, elles sont tout à fait pertinentes dans le contexte des changements climatiques. À cet effet, elles peuvent fournir des informations de choix aux décideurs pour le design de politiques de prévention ou d'adaptation en signalant la valeur que les individus accordent à la qualité de leur environnement et aux impacts qui peuvent en effriter l'intégrité.

### **3.3.5. La méthode du transfert des bénéfiques**

La méthode du transfert de bénéfiques environnementaux (non-marchands) d'un *site analysé* à un *site cible* d'une politique (Rosenberger et al., 2001) est applicable dans les études visant à donner une valeur monétaire à des biens non marchands lorsque la

recherche directe sur le site sélectionné n'est pas possible. Cette impossibilité peut être due à des contraintes de temps, de ressources ou encore lorsque les impacts appréhendés sont négligeables (Johnston et Rosenberg, 2010). Ce cas est fréquent pour les agences publiques. Il faut toutefois se souvenir qu'il s'agit d'une méthode de « second rang » par rapport à une analyse sur le site cible. Il est préférable d'avoir une valeur approximative qu'une valeur implicite de zéro associée aux biens et services environnementaux (Rosenberger and Loomis, 2001). La méthode du transfert des bénéfices est récente puisque son application formalisée n'a que 20 ans d'expérience environ (Rosenberger and Loomis, 2001). Notons que l'appellation « transfert de bénéfices », traduction de l'anglais « benefit transfer » ne s'applique pas qu'au transfert de « bénéfices » ou « avantages » mais aussi à tout transfert de valeur déterminée sur un site et transposée à un autre (Plummer 2009). Dans ce sens l'expression « transfert de valeur » voire même « transfert de résultats » serait mieux appropriée pour décrire la méthode et nous l'utiliserons ici en alternance avec transfert de bénéfices.

Le premier exercice formel de transfert de bénéfices date de plus de 35 ans (Krutilla and Fisher, 1975 in Navrud and Ready, 2007). Même si l'utilisation de cette méthode était commune dans les années 1980, ce n'est qu'au début des années 1990 que les chercheurs ont commencé à formaliser les procédures et les protocoles (Johnston and Rosenberger, 2010). D'ailleurs, beaucoup d'attention a été porté à cette méthode en 1992 dans un numéro spécial de la revue *Water Resource Research* et à l'*Association of Environmental and Resource Economists Workshop* à Snowbird en Utah (Navrud and Ready, 2007). Depuis, le nombre de publications n'a cessé de croître et plusieurs méthodes élaborées ont été proposées (Johnston and Rosenberger, 2010).

Plusieurs classifications méthodologiques existent, mais généralement une distinction est faite entre le transfert d'unité ou de valeur fixe et le transfert de fonctions (Genty, 2005; Johnston and Rosenberger, 2010; Rosenberger and Loomis, 2001). La fonction correspond à la relation entre la volonté de payer d'un individu et des caractéristiques de celui-ci ou du site analysé. Alors que le transfert de valeur utilise le *résultat* de la relation entre la population et la modification de l'environnement du site analysé, le transfert de fonctions consiste à appliquer cette *fonction* au site cible (Genty, 2005). La fonction peut provenir d'une seule étude ou de plusieurs études. Le consensus dans la littérature est que le transfert de fonction est supérieur au transfert d'unité ou de valeur fixe. (Genty, 2005; Johnston and Rosenberger, 2010). La validité de chaque méthode dépend largement du contexte d'utilisation, il demeure un écart considérable entre la rigueur de la littérature (qui offre peu de conseils pratiques) et la pratique du transfert des bénéfices (Johnston and Rosenberger, 2010). Ainsi, plusieurs méthodes complexes sont proposées, mais rarement utilisées dans les faits.

Les agences gouvernementales tendent à utiliser les transferts de valeur fixe, en particulier de la volonté de payer. La valeur d'une politique est alors la somme des dispositions à payer des agents affectés par la politique. Le transfert de valeur peut se faire sans ajustement ou avec ajustement, soit en fonction d'un certain attribut, soit sur la base de jugements d'experts (rarement utilisé). Les prochaines sous-sections explorent les différents types de transfert de bénéfices.

### 3.3.5.1. Transfert de valeurs sans ajustement

Cette méthode consiste à utiliser directement une valeur de volonté à payer (VAP) sous la forme d'une moyenne par ménage/individu ou par unité de surface estimée au site analysé (A) pour l'appliquer au site cible (C). Si l'estimation n'est pas ajustée, la formule est simplement :

$$VAP_A = VAP_C$$

Diverses valeurs unitaires peuvent faire l'objet du transfert, bien qu'il s'agisse le plus souvent de mesures moyennes ou médianes (OCDE, 2006). Des plages (intervalle de confiance, plage plausible) peuvent aussi être utilisées (Genty, 2005). Les valeurs moyennes peuvent être utilisées facilement, notamment dans le cadre d'une analyse avantage-coût, par simple multiplication de la VAP moyenne et de la population du site cible afin d'obtenir les bénéfices totaux (OCDE, 2006).

Avec cette méthode, le choix de l'étude de référence est la seule variable d'ajustement. Il est cependant possible d'en considérer plusieurs en effectuant une pondération moyenne. Cette dernière consiste à transférer la moyenne des valeurs de VAP de plusieurs études de référence, encadrée par le minimum et le maximum relevés dans l'échantillon. On obtient ainsi une plage de valeurs plausibles ainsi qu'une estimation ponctuelle pour laquelle l'influence d'une étude de référence en particulier tend à se marginaliser. (Genty, 2005)

Bien que cette méthode soit simple et facile d'application, elle ne permet pas de prendre en compte les différences qui peuvent exister entre les caractéristiques du ou des sites où a été réalisée l'étude originale et celles du site cible (OCDE, 2006). Si certaines de ces caractéristiques sont susceptibles d'influencer l'estimation de la VAP du site analysé, alors un ajustement devrait être introduit dans le transfert de bénéfices. Les caractéristiques qui peuvent différer et influencer la VAP comprennent, entre autres (*ibid.*) :

- Les caractéristiques socio-économiques et démographiques des populations concernées (revenu, degré d'instruction, âge, etc.)
- Les caractéristiques physiques du site de l'étude et du site cible (biens et services environnementaux procurés)
- Les variations de l'offre du bien à évaluer envisagées sur chacun des sites (du fait, par exemple, que la relation entre la VAP et les quantités offertes peut ne pas être parfaitement linéaire).
- Les écarts entre les conditions du « marché » en vigueur sur chacun des sites (disponibilité de substituts, rareté de la ressource, etc.)
- Les variations temporelles.

### 3.3.5.2. Transfert de valeurs avec ajustement

Il faudrait que le site analysé et le site cible soient pratiquement identiques pour produire un transfert de bénéfice valide. Ainsi, il est préférable d'effectuer un ajustement pour prendre en considération au moins une partie des différences qui pourraient exister entre le site étudié et le site cible pour les caractéristiques susmentionnées. La formule à utiliser pour procéder à un ajustement est la suivante :

$$VAP_C = VAP_A (Y_C/Y_A)^e$$

Dans cette formule, « Y » est une caractéristique à ajuster alors que « e » est l'élasticité de la  $VAP_C$  par rapport à la variable à ajuster. Ce dernier permet de corriger les situations où la variation de la  $VAP_C$  n'est pas proportionnelle à la variation de la caractéristique en question (OCDE, 2006). La variable à ajuster pourrait être le PIB par habitant, le revenu moyen, la superficie du site ou encore le changement de qualité évalué (Genty, 2005).

Il faut noter que l'ajustement proportionnel devient très discutable pour de fortes variations en raison des multi-linéarités et des non-linéarités des modèles économiques sous-jacents aux valorisations (*ibid.*). La prise en compte de multiples différences entre le site analysé et le site cible nécessite l'utilisation du transfert de fonctions.

### 3.3.5.3. Transfert de fonctions

Le transfert de fonction permet de transférer non plus une valeur, mais une relation qui permet d'établir cette valeur. Ainsi, le transfert de fonctions consiste à appliquer le modèle d'une étude de référence, élaborant (préférences révélées), ou expliquant (préférences déclarées), la valeur monétaire de la modification évaluée (Genty, 2005). Dans le cas de préférences déclarées, la fonction transférée est une fonction de surplus, généralement une VAP, alors que pour des préférences révélées, la fonction transférée est une fonction de demande ou de prix (demande inverse; *ibid.*). Les fonctions peuvent provenir d'une seule étude ou de méta-analyses qui combinent l'information de plus d'une étude (Johnston and Rosenberger, 2010). Les fonctions peuvent provenir d'expériences sur les choix, de méta-analyses, de calibrations d'utilités ou de préférences et de techniques bayésiennes (*ibid.*; Wilson and Hoehn, 2006).

Ainsi, les caractéristiques socio-économiques et démographiques de la population du site de même que les caractéristiques physiques du site et de l'utilisation de celui-ci peuvent être intégrées dans la fonction (OCDE, 2006). Néanmoins, l'influence des caractéristiques du site analysé et de ses substituts est rarement considérée. En effet, les observations multiples, retrouvées dans les modèles multi-scénarii ou multi-sites qui permettraient de les considérer, sont rares (Genty, 2005).

Plus concrètement, nous utilisons les équations suivantes pour illustrer cette méthodologie. Dans la formule suivante, « B », « D » et « E » représentent des variables qui influencent significativement la VAP des agents du site analysé :

$$VAP_A = f(B_A, D_A, E_A)$$

Supposons que la relation entre VAP et ses déterminants B, D, E est linéaire. Ainsi nous pouvons réécrire la fonction comme suivante :

$$VAP_A = a_0 + a_1B_A + a_2D_A + a_3E_A$$

Ici, les coefficients  $a_0$ ,  $a_1$ ,  $a_2$  et  $a_3$  sont des résultats d'estimation qui illustrent la relation entre la VAP et ses facteurs déterminants  $B_A$ ,  $D_A$  et  $E_A$ .

Ainsi la VAP du site cible (C) sera calculé comme suivant :

$$VAP_C = a_0 + a_1B_C + a_2D_C + a_3E_C$$

La volonté à payer des agents du site cible peut être estimée en utilisant les coefficients ( $a_i$ ) de la formule précédente, obtenus de l'expérience du site analysé, et en les appliquant aux valeurs des caractéristiques « B », « D » et « E » sur le site cible. Autrement dit, le coefficient du site étudié permet de quantifier la variation de la VAP entraînée par une variation marginale de cette variable du site cible. (OCDE, 2006). L'inconvénient d'une telle méthode est la crédibilité des coefficients obtenus d'une analyse d'un autre site et leur applicabilité au site cible.

### 3.3.5.4. Méta-analyse

La méta-analyse est une méthode économétrique qui consiste à inférer, de multiples analyses similaires utilisant des sites et valorisations similaires, une valeur qui est transférable d'une ressource environnementale ou service écosystémique à un autre site similaire. Elle utilise une méta-régression dans laquelle la variable dépendante est une régression statistique sommaire des études individuelles par exemple la valeur de VAP pour un changement spécifique de la ressource obtenue/estimée des multiples études sélectionnées. Cette méta-régression nous permet d'expliquer comment ces VAP des autres études peuvent être expliquées par des variables indépendantes concernant les caractéristiques des sites sélectionnés, les populations concernées par les sites, les méthodes d'estimation de VAP, etc.

L'avantage le plus évident d'une telle approche par rapport à la méthode de transfert de fonction est que la méta-analyse, en se basant sur de multiples études similaires et sur des analyses statistiques, interprète avec précaution une relation de moyenne statistique entre la VAP et ses facteurs déterminants, pouvant ainsi réduire les biais potentiel existant dans le choix du site analysé. Ainsi, plus grand est le nombre d'études similaires utilisées dans l'estimation de la relation entre VAP et ses facteurs déterminants, plus petite est l'erreur due au transfert à cause de la loi des grands nombres (Wilson et Hoehn, 2006).

La formule pour calculer la VAP ressemble à celle pour le transfert de fonction, mais cette fois-ci, les coefficients ne sont pas issus d'une seule ou de quelques études, mais des résultats d'estimation basée sur les variables explicatives (« B », « D », « E », « F », etc.), provenant également des études sélectionnées. En général, ces variables représentent des caractéristiques socio-économiques de la population étudiée, des particularités propre au site et au changement envisagé ou encore aux substituts dans chaque étude. Dans une telle estimation, on inclut également des variables relatives aux méthodes utilisées (type de méthode, mode d'enquête, etc.) pour chaque étude ainsi que l'année de l'étude pour mieux contenir l'effet du temps. Ainsi, dans l'exemple suivant, «  $a_1$  », «  $a_2$  », «  $a_3$  », «  $a_4$  », sont des coefficients estimés pour lesquels on peut associer un niveau de signification statistique et donc un intervalle de confiance :

$$VAP = a_1B + a_2D + a_3E + a_4F + a_iI$$

Le calcul de la VAP se fait comme pour le transfert de fonction à l'aide des coefficients du modèle en autant que ce dernier s'applique au site cible. Il faut généralement trouver un compromis entre le nombre et l'homogénéité des études de référence pour produire une estimation valide (Genty, 2005). Plusieurs auteurs mentionnent que les modèles de méta-régression sont capables de produire des transferts de bénéfices plus robustes et ayant une erreur réduite par rapport aux autres méthodes expliquées précédemment (Johnston and Rosenberger, 2010).

La recherche d'études antérieures similaires peut s'avérer fastidieuse et c'est pourquoi plusieurs bases de données d'études sur la valeur économique des biens et services environnementaux (BSE) ont été créées. Par exemple, EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*) est la base de données la plus exhaustive à ce jour et est particulièrement pertinente pour des études menées au Québec puisqu'elle a été développée et est gérée par Environnement Canada, avec la collaboration de plusieurs agences environnementales nationales.<sup>5</sup> Malgré tout, plusieurs autres bases de données et publications permettent aussi de rechercher les études selon différents critères (BSE évalué, méthode, lieu, etc.; voir Revéret et coll. (2008)).

---

<sup>5</sup> [www.evri.ca](http://www.evri.ca)

Brander et coll. (2012) est un exemple bien réussi de méta-analyse. Ils proposent une méthodologie pour extrapoler les valeurs des changements des stocks de capital naturel des écosystèmes à une grande échelle géographique en utilisant une méta-analyse combinée à des données spatiales tirées d'un système d'information géographique (SIG). Après avoir réalisé une méta-analyse telle que précédemment décrite, une base de données sur les sites d'intérêts est construite dans un SIG en incluant les données pertinentes (sur le site et la population) avant et après les changements prévus par une politique. Les valeurs tirées de la méta-analyse sont ensuite extrapolées aux différents sites en fonction de leurs caractéristiques avant et après une politique de protection d'un écosystème ou de lutte contre le changement climatique par exemple. Finalement, la différence de valeur est calculée et agrégée pour l'ensemble des sites individuels qui sont touchés par la politique à un niveau régional ou national. Cette méthodologie peut ainsi fournir des informations précises sur le bénéfice éventuel d'une politique de lutte contre le changement climatique, et permet ainsi de le comparer avec le coût potentiel d'une telle politique.

### 3.3.5.5. Critères et tests d'évaluation de la qualité

La validité et fiabilité de la méthode du transfert des bénéfices environnementaux dépend du degré (correspondance) de similarité entre les sites (population, ressources, marchés, etc.) utilisés pour le transfert. Par exemple, il est nécessaire de s'assurer de l'égalité des revenus. D'autre part, l'environnement biophysique doit également être similaire (substitutabilité). Il faut également cohérence au niveau des biens, des mesures de bien-être et des marchés. (Wilson et Hoehn, 2006). Toutefois, il n'y a pas d'accord sur les critères de similarité. (Johnston et Rosenberg, 2010).

Il existe deux types d'erreur qui peuvent introduire un biais important dans le transfert. Celles qui affectent les études primaires ou *erreur de mesure* et les erreurs dues au transfert (Johnston et Rosenberg, 2010). La qualité du transfert de fonction dépend de la qualité de la recherche primaire. Les erreurs de la recherche primaire peuvent être transmises par le transfert et peuvent même être amplifiées par la méthode du transfert. Toutefois, la méthode à utiliser pour le transfert de fonction n'a pas de support unanime. (Wilson et Hoehn, 2006) L'erreur due au transfert peut être due au manque de correspondance entre les biens et les sites évalués et s'appelle alors *erreur de généralisation* (Johnston et Rosenberg, 2010).

Plusieurs méthodes statistiques existent pour évaluer la validité du transfert de bénéfices. Le *test de convergence* est celui le plus fréquemment utilisé. Genty (2005) présente une synthèse des études de test sur la validité du transfert. Ce test porte sur l'erreur de transfert d'un cas particulier en testant l'égalité des valeurs obtenues directement et par transfert, l'hypothèse nulle étant que l'erreur de transfert est nulle. Le test d'équivalence, beaucoup moins fréquent, consiste à tester l'inégalité des valeurs par transfert et *in situ*, mais permet d'incorporer à la procédure une marge d'erreur acceptable. (Genty, 2005)

Les transferts de bénéfiques échouent souvent au test de convergence. Ceci n'implique pas que le transfert de bénéfice est inutile. En effet, le degré d'erreur acceptable dépend du contexte tandis que la validité du transfert dépend de considérations purement statistiques. C'est pourquoi plusieurs utilisent maintenant des tests d'importance où l'importance relative de l'erreur de transfert est évaluée. Même si les tests statistiques rejettent la validité du transfert, l'importance relative de l'erreur peut être encore relativement faible. Navrud et Ready (2007) croient que, pour la plupart des utilisations de valeurs de BSE, une erreur de l'ordre de 20-40 % est acceptable et peut être inférieure à l'erreur engendrée par l'utilisation de méthodes d'évaluation différentes (Navrud and Ready, 2007).

Les tests de corrélation et de régression peuvent aussi moduler un rejet de validité du transfert. Le *test de corrélation* analyse la cohérence en se basant sur la corrélation entre les valeurs de VAP transférées et les valeurs obtenues par une méthode directe. Quant au *test de régression*, il se base, pour tester la justesse, sur une régression de la forme :  $VAP_{originale} = \beta_0 + \beta_1 VAP_{estimée} + \eta$  où  $\beta_0$  est une constante,  $\beta_1$  est le coefficient de régression et  $\eta$  est un terme d'erreur. S'il n'est pas possible de rejeter l'hypothèse nulle qui stipule que  $\beta_0 = 0$  et  $\beta_1 = 1$ , le transfert de bénéfiques est valide. L'inconvénient de ces tests est que l'on doit disposer d'un ensemble de doubles valorisations, ce qui limite grandement leur utilisation (Genty, 2005; Shrestha and Loomis, 2003).

Lorsqu'on choisit des études de cas, il existe des hypothèses implicites à ce choix dont : 1) le support de la littérature d'évaluation est un échantillon aléatoire non-biaisé de la population des évaluations empiriques existantes, et 2) les estimations empiriques procurent une représentation non-biaisée des valeurs des ressources environnementales sous-jacentes. Si ces hypothèses ne sont pas vérifiées, il en résulte un biais systématique de transfert, une erreur de sélection analogue à une erreur de mesure résultant de la littérature dans son ensemble (Johnston et Rosenberg, 2010). L'effet d'escompte résultant de la distance géographique d'une ressource joue également un rôle dans le transfert mais cet effet est peu étudié (ibid.)

Les transferts de bénéfiques manquent en général de fondement micro-économique sur lequel on peut évaluer les jugements multiples associés aux transferts. Seuls les modèles de transfert d'utilité structurelle forts ou faibles sont jugés adéquats pour les transferts de bénéfice. La méta-analyse utilise soit des modèles de transfert d'utilité structurelle faible ou des modèles de transfert d'utilité non-structurels (Johnston et Rosenberg, 2010). Le transfert de bénéfice structurel requiert la spécification d'une fonction de préférence ou d'utilité capable de décrire les choix d'un individu sur un ensemble de biens marchandables ou non, sujette à contrainte budgétaire. La méthode de calibration des préférences a l'avantage d'inclure un modèle qui impose la cohérence théorique sur l'usage de l'information disponible antérieurement. Cette méthode est plus complexe que les autres et il demeure à démontrer que le jeu en vaut la chandelle. (Johnston et Rosenberg, 2010; Wilson et Hoehn, 2006). L'usage de banque de données en la matière offre également ses risques (Johnston et Thomassin, 2009).

Une méthode de plus en plus utilisée consiste à évaluer les services écosystémiques par des variables issues des sciences de la nature, avec des données spatiales et à utiliser ensuite le transfert de bénéfices pour les valeurs monétaires. Cette méthode, appelée application de services écosystémiques estime la valeur des services écosystémiques sur un paysage cible de la manière suivante. D'abord, une région donnée, par exemple administrative, est qualifiée selon sa couverture terrestre, son biome, ou autres types de paysages. Selon un ensemble standardisé de catégories écosystémiques, chaque type de paysage est alors relié à un ensemble de services correspondant. A ce point, des données d'évaluation peuvent être accordées à chaque type de service selon le transfert de bénéfices et le site étudié peut être classé selon un type particulier de paysage (Plummer, 2009).

L'étape suivante est de prendre l'évaluation d'un service écosystémique et de la diviser par l'aire du type de paysage pertinent, produisant une valeur constante de la combinaison service écosystémique/type de paysage donné. La valeur totale de ce service pour le paysage cible est alors obtenue en multipliant la valeur unitaire obtenue pour le paysage étudié par l'aire du site cible de ce type de paysage. La valeur agrégée des services écosystémiques est alors obtenue en sommant sur tous les services et les types de paysage pour le site cible (*ibid.*).

On note cependant un écart considérable en la rigueur de la littérature (qui offre peu de conseils pratiques) et la pratique du transfert des bénéfices (Johnston et Rosenberg, 2010).

### **3.3.5.6. Forces et faiblesses du transfert de bénéfices dans un contexte de changements climatiques**

L'avantage principal du transfert de bénéfice est de pouvoir réduire le temps et le coût nécessaire à l'obtention d'une valeur. En effet, moins de données sont nécessaires que dans le cas de l'analyse, si ce n'est la caractérisation du bien et de la population concernée ainsi que la recherche des études antérieures *ad hoc* (Genty, 2005). Le traitement de ces données s'avère aussi relativement limité (*ibid.*). Dans un contexte de changements climatiques, cela peut permettre à un décideur d'évaluer et de mettre en œuvre une politique plus rapidement qu'au moyen d'une analyse, tout en requérant des ressources humaines et financières inférieures. De plus, comme le soulignent Desvousges et coll. (1998, dans Genty, 2005), une étude préliminaire peut être menée par transfert de bénéfice afin de mieux cibler là où les efforts de recherche (étude primaire) doivent être investis.

Toutefois, la méthode du transfert de bénéfices comporte aussi de nombreuses limites et faiblesses. Les transferts de bénéfices manquent en général de fondement micro-économique sur lequel on peut évaluer les jugements multiples associés aux transferts.

Seuls les modèles de transfert d'utilité structurelle fort ou faible sont jugés adéquats pour les transferts de bénéfice (Johnston et Rosenberger, 2010).

La validité et la fiabilité de la méthode du transfert des bénéfices environnementaux dépend du degré de similarité entre les sites (population, ressources, marchés, etc.) utilisés pour le transfert. Par exemple, il est nécessaire de s'assurer de l'égalité des revenus. D'autre part, la substituabilité de l'environnement biophysique doit également être similaire. Il faut également de la cohérence au niveau des biens, des mesures de bien-être et des marchés (Wilson et Hoehn, 2006). Finalement, le niveau de changement dans la ressource doit aussi être similaire pour les deux sites (Brouwer, 2000). Ces similitudes contraignent largement l'utilisation de cette méthode et sa crédibilité. Nous devons également mentionner qu'il n'y a pas jusqu'ici d'accord sur les critères de similarité (Johnston et Rosenberger, 2010). Ceci entache la crédibilité de cette méthode.

De plus, cette méthode nécessite que des études primaires aient été réalisées pour des conditions similaires au site cible. Comme relativement peu d'études ont été réalisées au Canada, il peut être difficile d'en trouver une qui corresponde au besoin du transfert, sachant que les transferts entre pays comportent beaucoup plus de difficultés. Même avec la présence de banque de données telle que l'EVRI, plus d'études primaires devraient être menées au Canada (Johnston and Thomassin, 2010).

Ainsi, les études primaires sur lesquelles s'appuie le transfert doivent être évaluées afin de s'assurer qu'elles sont fiables, basées sur des données adéquates et utilisent des méthodes et techniques économiques valables (Brouwer, 1999). Les études primaires doivent aussi fournir les données nécessaires au transfert, soit les caractéristiques du site (taille, biens et services évalués, etc.), de la population (caractéristiques socio-économiques et démographiques), ainsi que la méthodologie (calcul et unités de la VAP, formulation des questions ou scénarios dans le cas de préférences déclarées) afin de s'assurer de la similarité entre les sites (Loomis and Rosenberger, 2006). Pour le transfert de fonction, des facteurs de la fonction de demande peuvent être pertinents pour le site analysé, mais pas pour le site cible, auquel cas il faut leur attribuer des valeurs arbitraires (Rosenberger and Loomis, 2001). L'inverse est aussi vrai, des facteurs importants pour expliquer la demande au site cible peuvent ne pas avoir été étudiés ou s'être avérés non significatif au site analysé (*ibid.*). Dans le même ordre d'idées, un changement dans la qualité de la ressource au site cible peut se retrouver à l'extérieur de l'étendue du changement des études publiées ou encore évaluer un changement discret de la qualité alors qu'une valeur marginale serait nécessaire (Navrud and Ready, 2007). Finalement, l'utilisation de variables dichotomiques, notamment pour les méta-analyses, contraste avec la complexité des variables explicatives continues. Ces dernières expliqueraient probablement une plus grande part de la variabilité de la VAP si elles étaient mieux prises en compte (Brouwer, 2000).

Il importe aussi de mentionner que le choix des études peut résulter en un biais systématique de transfert, une erreur de sélection analogue à une erreur de mesure résultant de la littérature dans son ensemble (*ibid.*). Ce biais résulte du non-respect des hypothèses implicites à ce choix dont 1) le support de la littérature d'évaluation est un

échantillon aléatoire non-biaisé de la population des évaluations empiriques existantes, et 2) les estimations empiriques procurent une représentation non-biaisée des valeurs des ressources environnementales sous-jacentes.

L'effet temporel est aussi à prendre en considération et peut être résolu en appliquant un taux d'actualisation ou une conversion de devises. Toutefois, la robustesse temporelle des valeurs de biens non marchands peut être bonne sur une courte période de temps, mais pas sur un horizon temporel plus long (Johnston et Rosenberger, 2010). De même, il importe d'être prudent lors du transfert de valeurs d'un pays à un autre. En plus d'utiliser le taux de change qui maintient constant le pouvoir d'achat (pas celui observé sur les marchés financiers) pour convertir la VAP en une autre devise (OCDE, 2006), plusieurs autres facteurs doivent aussi être considérés. Par exemple, les caractéristiques de la population, les différences culturelles ou de vécu commun, les mesures de richesse et de revenu ainsi que l'étendue du marché devraient être considérées. Plusieurs défis additionnels tels que l'hétérogénéité des études, la possibilité de combiner des études et les divergences dans les biais de sélections peuvent aussi être rencontrés (Johnston et Rosenberger, 2010).

La taille de la population utilisée pour la valorisation est un enjeu crucial, car lors de l'agrégation des valeurs individuelles, la moyenne de la VAP doit être multipliée par le nombre total de ménages affectés. Déterminer la taille de la population affectée peut ainsi avoir un plus grand impact sur la valeur agrégée que l'incertitude associée à la moyenne transférée (Navrud and Ready, 2007). Contrairement à une étude primaire, dans laquelle l'étendue du marché peut être estimée avec des données empiriques, souvent peu d'information est disponible aux analystes pour faire l'exercice lors du transfert de bénéfices (Johnston and Rosenberger, 2010). Dans certains cas, des limites physiques peuvent définir l'étendue du marché, mais dans plusieurs cas, particulièrement ceux où une valeur de non usage est évaluée, l'étendue du marché ne peut être basée sur des paramètres facilement observables (*ibid.*). Le jugement des analystes est alors sollicité et nécessite la formulation d'hypothèses, d'autant plus que les patrons spatiaux des valeurs de biens non marchands peuvent être sensibles au contexte de l'évaluation et aux ressources considérées (Loomis and Rosenberger, 2006). Finalement, même si l'étendue du marché est bien définie, la VAP des agents peut décroître avec la distance du site cible pour certaines ressources, mais pas pour d'autres (Johnston and Rosenberger, 2010).

Bref, les analystes devraient donc comparer le coût de réalisation d'une étude primaire avec les pertes potentielles liées à une mauvaise décision découlant d'une valeur transférée (Navrud and Ready, 2007). L'ampleur de l'erreur de transfert que les décideurs et analystes sont prêts à accepter devrait être préalablement déterminée (OCDE, 2006). Une bonne application des méthodes de transfert nécessite des compétences techniques poussées, ce qui donne à penser que les praticiens devraient explicitement formuler les réserves que soulève le transfert de bénéfices envisagé (*ibid.*).

Comme les changements climatiques impliquent des scénarios pour lesquels des changements de la ressource n'ont pu être évalués ailleurs, des études primaires peuvent être nécessaires si le contexte exige une certaine précision. De plus, les changements climatiques peuvent influencer une grande proportion des écosystèmes d'une région et pas nécessairement systématiquement de façon négative (Brander et al., 2012). Ainsi, en mesurant simultanément les changements de valeur dans des sites comportants plusieurs écosystèmes dans une région (c'est à dire en agrégeant les données) , il faut tenir compte des changements qui se manifestent au niveau de l'ensemble du stock de la ressource considérée lors de l'agrégation des données (*ibid.*) En effet en cas de diminution de cette ressource, sa valeur marginale va tendre à augmenter. Ce qui signifie que de multiplier une valeur marginale constante par la variation de superficie d'un écosystème risque de sous estimer la valeur du changement (*ibid.*)

Bref, le transfert de bénéfices comporte des avantages notables d'économie et de temps. Le transfert d'une valeur est toutefois conditionnel à la comparabilité du site analysé avec le site cible. Des études primaires fiables doivent exister pour être en mesure d'effectuer un transfert valable. De plus, même en présence d'études primaires, le transfert nécessite la formulation de plusieurs hypothèses (taille de la population concernée, absence d'effet temporel, etc.) qui impliquent une part de jugement et donc d'incertitude. La technique de transfert de bénéfices doit donc être vue comme une technique de second rang et ne devrait pas être employée dans un cas où une valeur précise est nécessaire à la prise de décision.

## 4. Aide à la décision

---

### 4.1. Stratégies d'adaptation et prise de décisions

Les stratégies d'adaptation devraient permettre, dans bien des cas, de réduire en partie les impacts négatifs des changements climatiques et dans certains cas, de profiter d'impacts positifs notamment dans les milieux humains. L'objectif de l'adaptation est de réduire la vulnérabilité des milieux humains ou naturels et des populations. Pour les milieux humains, l'adaptation permet de créer de nouveaux équilibres où les sociétés sont en mesure de mieux faire face à la variabilité des nouvelles conditions climatiques. Dans les milieux naturels, les populations végétales et animales s'adapteront également, mais plus lentement, de façon réactive, et subiront davantage l'impact des changements climatiques.

Dans ce contexte, la valorisation économique des BSE ne doit pas être vue comme une panacée ni une finalité. Elle doit plutôt être considérée comme un outil d'aide à la décision, un complément aux marchés économiques ou encore comme un moteur de protection de la biodiversité. En d'autres mots, cette démarche construit progressivement une toute nouvelle gamme d'indicateurs économiques pour la gestion du patrimoine naturel qui ne doivent pas pour autant s'inscrire dans une perspective de marchandisation de la nature.

Les démarches explorées ci-dessus n'ont en effet pas comme objectif final de produire un prix « alternatif » pour des actifs naturels. Elles visent d'abord à répondre à des interrogations. Leur utilisation peut donc être dans des situations aux finalités variables. Il convient d'abord de distinguer les questions portant sur la valeur d'un actif naturel et celles portant sur les bénéfices issus de cet actif, produits à un moment et un temps donné (par exemple, une valeur s'exprimant en \$/ha/an). Cette logique découle sur deux possibilités d'analyse économique des BSE : on peut soit se pencher sur le coût de leur remplacement ou sur la valeur de ses bénéfices actuels ou futurs. On pourra donc intégrer les valeurs trouvées dans différents processus, allant de l'altération de signaux de marchés traditionnels à la compensation ou à l'intégration d'outils de prise de décisions publiques.

### 4.2. Les récentes perspectives normatives posées sur les BSE et leur usage

La Stratégie mondiale de conservation de la nature de l'UICN, publiée en 1980 évoquait, sept ans avant le rapport Brundtland, la nécessité d'un développement qui soit durable UICN (1980, page 62).

Cette Stratégie faisait aussi ressortir le besoin de connaître les coûts et les avantages découlant de la conservation de la nature et des écosystèmes. Il est intéressant de noter qu'au fil des années cette ONG au statut particulier, puisqu'elle regroupe 800 organisations non gouvernementales (ONG) et près de cent organisations internationales non gouvernementales (OING), est devenue un moteur de la prise en compte de l'analyse économique pour construire l'argumentaire de la conservation de la biodiversité.

Au fil des années 80 et 90, autant la littérature scientifique foisonne, comme on l'a vu plus tôt dans ce guide, mais de nombreuses institutions qui pèsent lourd dans la définition de l'Agenda international en matière de biodiversité contribuent à l'explicitation des liens entre biodiversité, analyse économique et développement. La Convention sur la diversité biologique, un des produits du Sommet de Rio en 1992 en est un exemple, mais il ne faut pas négliger le rôle de la Banque mondiale et des agences d'aide internationales dans la protection de la biodiversité.

Les étapes plus récentes qui constituent des marqueurs évidents de cette institutionnalisation de la diversité biologique sont liées à l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005).

Démarrée en 2000 sous l'égide du Secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, elle vise à « évaluer les conséquences des changements écosystémiques sur le bien-être humain; établir la base scientifique pour mettre en œuvre les actions nécessaires à l'amélioration de la conservation et de l'utilisation durable de ces systèmes, ainsi que de leur contribution au bien-être humain<sup>6</sup> ». Plus de 1300 experts de 95 pays ont été mis à contribution pour produire des documents de référence. Ils dressent un portrait des tendances des écosystèmes dans le monde et de leurs fonctions de même que les possibilités de les restaurer, de les conserver ou d'en améliorer l'utilisation durable (MEA, 2005).

Dans la même foulée, les pays membres ont multiplié les initiatives nationales pour rendre compte de l'état de leurs services écologiques et rendre accessibles aux autres pays leurs conclusions :

«Les évaluations multi-échelles (EM) ont été conçues pour répondre aux besoins des décideurs à l'échelle où elles étaient effectuées, pour étayer les conclusions mondiales grâce à la réalité sur le terrain et pour appuyer les conclusions locales grâce à des points de vue, des données et des modèles mondiaux. (...) Les évaluations à l'échelle mondiale intermédiaire sont nécessaires parce que les écosystèmes sont très différents

---

<sup>6</sup> Site Internet du Millenium Ecosystem Assessment : <http://www.maweb.org/fr/About.aspx#7> En ligne. Consulté le 15 octobre 2011

dans l'espace et dans le temps et parce que la saine gestion nécessite une planification et des mesures locales minutieuses.»<sup>7</sup>

Au Canada par exemple, une évaluation multi-échelle des écosystèmes de la région côtière de la Colombie-Britannique a été menée et financée par le gouvernement provincial, des entreprises, des groupes environnementaux, des praticiens et des chercheurs. Les données de ce portrait général des biens et services écologiques des écosystèmes côtiers ont ensuite été mises à la disposition des membres de l'ÉÉM pour accompagner les décideurs comptant sur des écosystèmes semblables<sup>8</sup> (CITBC, 2004 ; MEA, 2005).

Ce rapport a eu le mérite de montrer au niveau politique que la mauvaise évaluation du capital naturel et des BSE qui en découlent peuvent conduire à des décisions de gouvernance qui participent à la dégradation de l'environnement et qui menacent la capacité future des écosystèmes à produire des BSE et offrir le même niveau de bien-être aux usagers. En reconnaissant la valeur des BSE, on forme des indicateurs de prise de décision plus adéquats qui peuvent à la fois avoir des répercussions positives sur l'économie (emplois, opportunités d'affaires, etc.) et les objectifs sociaux (accès à la nature, milieu de vie de qualité, etc.). À titre d'exemple de cette démarche, citons le rapport Chevassus-au-Louis (Centre d'analyse stratégique, 2009) produit à la demande du gouvernement français désireux de disposer de valeurs de références pour les écosystèmes et la biodiversité retrouvée sur son territoire afin de les utiliser dans l'évaluation socio-économique des investissements publics. Cette étude va être menée en parallèle à un exercice européen plus large, le projet intitulé TEEB, pour « The Economics of Ecosystems and Biodiversity ». Cette initiative conjointe de l'Allemagne et de la Commission européenne trouve sa source ou sa raison d'être dans l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire et est présentée comme un équivalent pour la biodiversité de ce qu'avait été le rapport Stern (2006) pour les changements climatiques. Il s'agit en effet de montrer, pour les enjeux de la perte de biodiversité, quel serait le coût de l'inaction. Il faut donc pour cela améliorer la connaissance et la prise en compte des services écosystémiques autant dans les politiques publiques que dans les décisions d'investissement privées. Le rapport TEEB, décliné en plusieurs étapes, (2010-12), fait donc le point sur l'ensemble des méthodes de détermination de la valeur économique des BSE et encourage à l'utilisation de la méthode des transferts de résultats, du fait des coûts de collecte des informations dans le cas des autres méthodes plus spécifiques. Au-delà d'une synthèse de l'information disponible et de quelques règles suggérées, c'est la dimension vulgarisée du rapport qui en est une des caractéristiques significatives. Il est décliné dans des résumés exécutifs pour les décideurs politiques, les responsables au niveau régional, des villes, mais aussi pour les dirigeants du secteur privé de même que le citoyen (<http://www.teebweb.org>).

---

<sup>6</sup> Site Internet du Millenium Ecosystem Assessment <http://www.maweb.org/en/SGA.Canada.aspx> En ligne. Consulté le 15 octobre 2011

<sup>8</sup> Site Internet du Coast Information Team of British Colombia : <http://www.citbc.org/> En ligne. Consulté le 27 novembre 2011

Le rapport Chevassus-au-Louis (Centre d'analyse stratégique, 2009) mentionné plus haut, a été réalisé à la demande du Conseil d'Analyse Stratégique du gouvernement français et il a l'avantage de bien poser les forces et les faiblesses des méthodes disponibles. Il ne craint pas de prendre des positions normatives et dans ce sens, est un bon complément à ce guide. Il fait par exemple une distinction claire entre des situations qui requièrent une analyse économique et la détermination d'une valeur et celles qui ne devraient pas faire l'objet de cette démarche. Par exemple, il distingue la biodiversité générale ou ordinaire de la biodiversité remarquable. La biodiversité remarquable, une espèce emblématique par exemple, n'a pas besoin que sa valeur économique soit démontrée pour que soit mise en place une stratégie de conservation. Le fait qu'elle ait une valeur patrimoniale avérée justifie cette protection. Le rapport donne aussi des indications opérationnelles face à certains enjeux particuliers dans la détermination de la valeur d'un BSE comme le choix du taux d'actualisation. Il fournit aussi des pistes d'action comme l'intégration de la biodiversité et des BSE dans les systèmes de comptabilité nationale, l'examen des politiques ou subventions génératrices d'effets pervers sur la biodiversité, mais aussi sur l'intégration de la biodiversité dans les stratégies d'entreprises, etc...

### **4.3. La double relation entre les entreprises et les BSE**

Les entreprises, de même que nombre d'organisations, ont une double relation avec les BSE : d'un côté la nature leur fournit une matière première nécessaire à la production de biens ainsi que des services venant en appui aux processus qu'ils mettent en oeuvre et, de l'autre, leurs activités peuvent avoir un impact sur la production des BSE. La prise en considération des aménités environnementales dans leur modèle d'affaires constitue une stratégie de pérennisation de l'approvisionnement. De plus, l'innovation verte et la demande croissante en produits écoresponsables offrent des opportunités d'affaires économiquement profitables. Cette interdépendance entre la biodiversité et les organisations a fait l'objet de nombreux développements récents. On peut noter particulièrement les initiatives de ORÉE. Cette association française créée en 1992, rassemble entreprises, collectivités et gestionnaires, associations professionnelles et environnementales, organismes académiques et institutionnels pour développer une réflexion commune sur les meilleures pratiques environnementales et mettre en oeuvre des solutions concrètes pour une gestion intégrée de l'environnement à l'échelle des territoires. Orée et l'Institut français de la biodiversité\* ont initié en février 2006 un groupe de travail pour aider les entreprises à intégrer la biodiversité dans leurs stratégies. C'était la première fois en France que des entreprises, le milieu scientifique et des associations se réunissaient dans un groupe de travail autour de la question de la biodiversité et plus particulièrement de la réintégration de l'activité économique dans la dynamique des systèmes vivants ([www.oree.org](http://www.oree.org)).

Au Québec, l'initiative du Centre de la Science de la biodiversité du Québec (CSBQ) sur le bilan biodiversité et entreprise va dans le même sens et on y retrouve, associés au monde de la recherche, des organismes représentant l'industrie tels que la Fédération

Interdisciplinaire de l'Horticulture Ornementale (FIHOQ) avec 10 filières professionnelles œuvrant dans le domaine de la production, de la vente et des services pour l'horticulture ornementale qui sont représentatives de la réalité de l'économie québécoise (petite et moyenne entreprise) et des différents secteurs d'activités en jeux (petits producteurs, professionnels indépendants, etc.); le Conseil Patronal pour l'Environnement du Québec qui est une représentation professionnelle fondée en 1992 par les entreprises dont l'activité peut avoir un impact sur l'environnement et qui se préoccupent des questions environnementales comme des questions de développement durable ainsi que Hydro-Québec (HQ)<sup>9</sup>.

Dans toutes ces initiatives, la question de la représentation des BSE dans leur dimension économique est indispensable au portrait complet des liens d'interdépendance entre la biodiversité et l'activité économique. Il existe donc une demande sociale en forte croissance pour cette valorisation économique de la biodiversité et des BSE par les entreprises et de nombreuses organisations. De nombreux logiciels et référentiels sont en développement pour produire et porter l'information sur les BSE d'une façon qui peut être géo-référencée.

Pour les individus, l'érosion des BSE réduit directement leur bien-être et la qualité de leur cadre de vie. La reconnaissance d'une «valeur» d'usage à la nature est un premier pas dans la modulation des préférences guidant les choix individuels ou collectifs. De plus, dans les régions plus pauvres, les populations sont davantage dépendantes des ressources naturelles et des BSE. La reconnaissance de la valeur des BSE permet d'entrevoir une perspective de développement durable où l'approvisionnement en BSE des populations est pérennisé et participe à la réduction de la pauvreté.

#### **4.4. Les outils d'aide à la décision**

Plusieurs outils d'aide à la décision peuvent devenir des terreaux fertiles pour l'inclusion de valeurs économiques non-marchandes. Dans la prochaine section, nous explorerons quatre d'entre eux qui sont utilisés de façon variable dans les processus décisionnels québécois et dans les autres instances canadiennes et internationales.

##### *L'analyse coûts-avantages*

L'analyse coûts-avantages (ACA)<sup>10</sup> est une méthode d'évaluation autant qu'un outil d'aide à la décision. Elle compare du point de vue de la société et non pas du point de vue des intérêts privés d'un individu ou d'une entreprise les coûts et les avantages subis ou perçus par tous les agents économiques du fait d'une activité ou d'un investissement donné. L'analyse coûts-avantages consiste à établir et à mesurer, sous une même unité de mesure, l'ensemble des coûts et des avantages d'un projet ou d'un programme. Son

---

<sup>9</sup> <http://qcbs.ca/fr/recherche/big-projects/bilan-biodiversite/partenaires-pbbeq-et-le-club-des-utilisateurs/>

<sup>10</sup> L'ACA, est souvent nommée à tort Analyse coûts-bénéfices, qui est un anglicisme lié à la terminologie anglaise de Cost-Benefit Analysis (CBA)

objet est de déterminer la rentabilité sociale d'un projet ou d'un programme afin de la comparer à d'autres et d'aider à une prise de décision la plus éclairée possible. Dans l'ACA, une décision est donc toujours évaluée par rapport à une décision alternative (statut quo, report dans le temps de la décision, autre projet). Ainsi, la décision alternative a des conséquences qu'il faudra également prévoir et analyser.

L'idée de cette comptabilité économique a commencé dès 1844 avec la première publication des travaux de Jules Dupuit (1995) sur la mesure de l'utilité des travaux publics. Cet auteur est principalement connu pour avoir le premier décrit le concept de surplus du consommateur, un concept clé dans l'analyse coûts-avantages. Le cadre théorique derrière l'analyse coûts-avantages est celui de l'optimum social. En effet, pour parvenir au meilleur choix possible en termes d'allocation de ressources limitées dans un but de maximisation du bien-être de la société, il est indispensable de mesurer l'ensemble des coûts et des avantages de chaque activité dans la formation des courbes d'offre et de demande (ce qui inclut toutes les externalités de production et de consommation).

Le développement pratique de l'analyse coûts-avantages est venu plus tard suite à l'impetus fourni en 1936 par la loi de navigation fédérale aux États-Unis. Cette loi a exigé de la part des corps d'ingénieurs de ne mettre à exécution des travaux d'amélioration des systèmes de voie d'eau que lorsque tous les avantages d'un projet excèdent les coûts de celui-ci. Les ingénieurs ont ainsi dû mettre en place des méthodes systématiques pour mesurer les avantages et les coûts des différents projets proposés. Ce n'est qu'encore plus tard, dans les années 50, que les économistes ont véritablement investi ce champ d'analyse afin de fournir un ensemble cohérent et rigoureux de méthodes pour mesurer les coûts et les avantages et établir une comparaison valable.

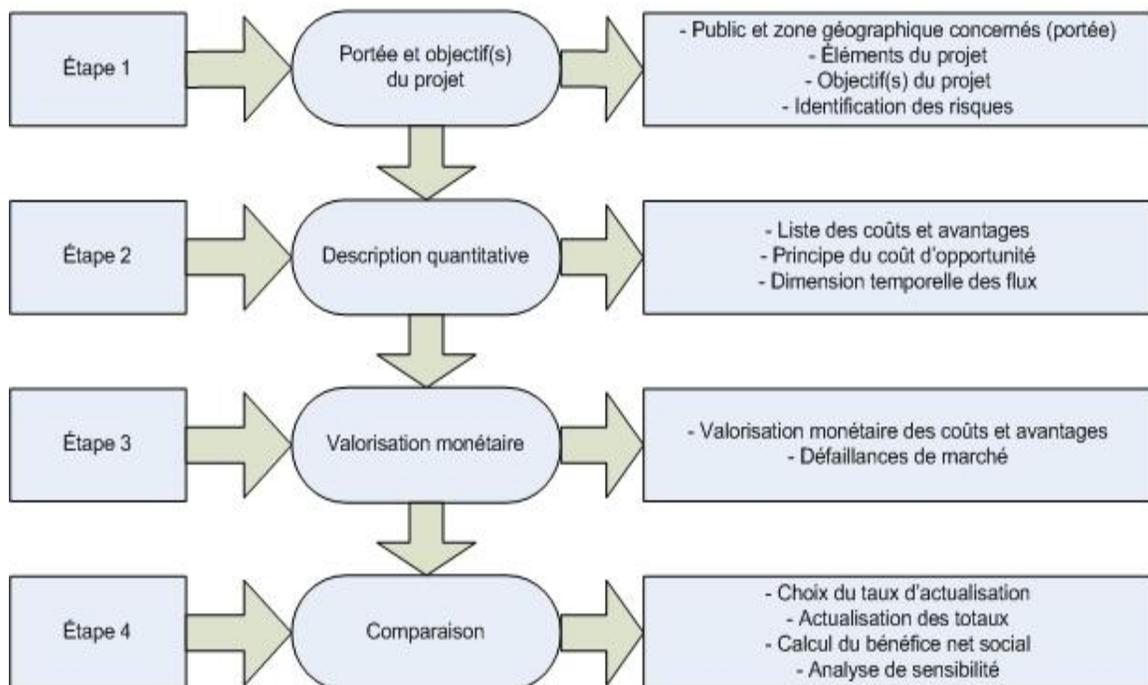
De nombreux développements pour améliorer les méthodes d'analyse sont toujours en cours car certains problèmes techniques n'ont pas été résolus (e.g. technique de valorisation dans une unité de mesure commune, choix du taux d'actualisation, etc.) (Pearce et al. 2007). Cependant le principe fondamental de comparaison des coûts et des avantages est bien établi et il est possible d'en tracer les étapes de base que tout individu désireux de réaliser une analyse coûts-avantages devrait suivre.

Il y a essentiellement 4 étapes à suivre lors de la conduite d'une ACA. La première étape à franchir est de bien déterminer la portée et les objectifs du projet. La seconde étape est de produire une bonne description quantitative de l'ensemble des coûts et des avantages. La troisième étape consiste à donner une valeur aux coûts et avantages dans une unité de mesure commune, à savoir l'étalon monétaire. La dernière étape est de comparer les coûts et bénéfices ainsi évalués.

Lors de la première étape, il est nécessaire de définir en premier lieu qui est le public concerné dans le projet. La définition du public concerné est large et dépend à la fois du commanditaire et des utilisateurs du projet concerné. Parvenir à cette définition est important car cela permettra de délimiter la zone géographique du projet (sa portée). Selon les cas, le projet sera donc considéré comme global, national, provincial, régional

ou municipal. Il est fondamental de bien délimiter dès le départ la zone géographique d'intérêt car cela aura des conséquences majeures sur la bonne conduite des étapes suivantes. En plus de définir le public concerné par le projet, il faut également bien décrire les éléments constitutifs du projet et ses objectifs afin d'en avoir une vision claire et d'aider par la suite à établir au mieux la liste des coûts et des avantages de celui-ci. Il faudra ici indiquer le lieu, le calendrier, les parties prenantes, les relations avec d'autres projets, les différents scénarii, les risques encourus et toute information pertinente dans le cadre de l'ACA. En fonction du type de projet considéré, les informations à chercher seront également très différentes. De fait, il existe dans le domaine environnemental deux grands types de projets : les projets physiques (e.g. site d'enfouissement, incinérateur, centrale électrique, éolienne, etc.) et les projets de réglementation ayant comme objectif de protéger l'environnement (e.g. normes de contrôle de la pollution, normes technologiques, etc.). Les projets de type physique sont tout particulièrement adaptés à l'ACA dans la mesure où les coûts et avantages sont plus faciles à déterminer et à monétiser et que leur horizon temporel est généralement limité.

**Figure 13 : Les étapes de l'Analyse Coûts-Avantages et les éléments à considérer**



La deuxième étape consiste à établir une liste de l'ensemble des coûts et des avantages du projet. Ces éléments doivent être mesurables de façon quantitative et inclure une dimension temporelle. La dimension temporelle réfère ici aux flux qui doivent être mesurés à chaque période. Il est ici important de noter que tous les coûts et avantages doivent être mesurés, y compris les coûts d'opportunités. Le coût d'opportunité (appelé aussi coût d'option ou coût de renonciation) représente ce à quoi une personne ou la société doit renoncer lorsqu'elle utilise une ressource productive (capital ou main-d'œuvre) à une fin plutôt qu'à une autre. Ce coût représente la valeur du meilleur usage qui aurait pu autrement être fait d'une ressource. À l'instar du prix d'une ressource, le coût d'opportunité est déterminé par la loi de l'offre et de la demande, suivant la rareté relative des ressources concernées. Dans un contexte de plein emploi ou de rareté des ressources humaines, physiques et financières, le coût d'opportunité sera donc plus élevé que dans un contexte économique d'abondance. De ce principe de coût d'opportunité, il en découle qu'il faut faire attention à ne pas comptabiliser dans l'analyse certains éléments qui ne sont ni des coûts ni des avantages. Par exemple, à l'échelle locale, un projet peut générer de l'emploi alors qu'à l'échelle provinciale, l'impact du projet sur l'emploi est nul car celui-ci a conduit à un simple déplacement de main-d'œuvre. Si le champ d'analyse est provincial, la création locale d'emploi ne devra donc pas être prise en considération dans l'ACA. Il est donc ici essentiel de bien déterminer quels sont les coûts et avantages réels du projet en considérant la notion de coût d'opportunité et les limites géographiques et temporelles de l'analyse.

La troisième étape constitue le principal défi de l'ACA, soit de fournir une valeur à un coût ou un avantage qui n'a pas de valeur marchande, ce qui est souvent le cas lors d'évaluation de projets environnementaux. Les différentes techniques pour évaluer la valeur monétaire des différents éléments sont décrites dans la partie II.

La dernière étape consiste à comparer les coûts avec les avantages afin de calculer le bénéfice net social du projet. Le bénéfice net correspond à la différence entre les avantages totaux et les coûts totaux. Si le projet dure plusieurs années, une actualisation des coûts et des avantages devra être faite selon le calendrier établi à l'étape un et les flux mesurés à l'étape deux. Le principe de l'actualisation revient à diminuer la valeur actuelle de flux futurs en considérant une préférence des individus pour le présent ainsi qu'un changement de valeur des biens et services dans le temps. Il y a deux aspects à prendre en considération avec l'actualisation : sa mécanique et le choix du taux d'actualisation. Sa mécanique est simple et consiste à diviser la valeur du flux futur par  $(1 + r)^{\text{nombre de périodes}}$ ,  $r$  étant le taux d'actualisation. Le choix du taux d'actualisation se révèle plus complexe car le taux de préférence des individus est variable entre ces derniers et fluctue considérablement avec le temps en fonction des événements sociaux, environnementaux et économiques (e.g. inflation, taux d'épargne, etc.). En règle générale, il est recommandé de choisir un taux compris entre 3 et 7% en fonction de la situation économique (i.e. un faible taux lorsque la conjoncture est difficile et inversement). Ce taux doit également être réel, c'est-à-dire qu'il exclut le taux d'inflation. Pour pallier à cette incertitude concernant le choix du taux d'actualisation ainsi que sur la valorisation des coûts et des avantages, il est nécessaire de procéder à

une analyse de sensibilité en faisant varier divers paramètres de l'analyse. Cette analyse de sensibilité permettra de révéler si les résultats de bénéfice net social sont sensibles ou non à des ajustements de paramètres et permettra de tester la robustesse des résultats. Si la réalisation de l'ACA et de l'analyse de sensibilité ne permettent pas de déterminer si le projet est socialement plus rentable qu'un autre projet alternatif, des études complémentaires devront être menées, notamment des analyses multicritères intégrant les notions d'équité dans la distribution des bénéfices nets des projets.

De cette présentation de l'ACA, il ressort certaines forces et faiblesses. Tout d'abord, concernant les faiblesses, celles-ci résident principalement dans le choix des instruments et la logique du coût d'opportunité, ainsi que dans le cadre normatif de l'analyse. Concernant le cadre normatif, il apparaît que certains sujets soulèvent d'importants problèmes de justice distributive ou de droits individuels et d'équité, spécialement entre générations. Dans ce cas, la maximisation du bénéfice net social ne permet pas d'éclairer les décideurs dans les choix à effectuer. De même, l'horizon temporel des projets et l'incertitude de certaines conséquences posent problème. C'est notamment le cas des risques d'accidents nucléaires, des programmes de lutte contre le changement climatique ou de préservation de la biodiversité, dont les effets ne peuvent être évalués qu'à très long terme et où l'absence d'intervention pourrait avoir des conséquences catastrophiques et irréversibles. Bien que des concepts tels que la justice redistributive, l'aversion au risque et la valeur anticipée - basée sur une distribution de probabilité- aient été développés, ceux-ci ne permettent cependant pas de parfaitement appréhender ces problèmes, seulement d'indiquer leur existence et de procéder aux meilleures estimations, compte tenu des limites posées par un cadre normatif imparfait. De fait, le rôle de l'ACA dans l'élaboration des politiques publiques est souvent sujet à controverse et révèle certaines tensions existantes entre les valeurs économiques et politiques.

Une autre critique avancée est que l'ACA peut être utilisée dans le but de justifier la suppression de certaines réglementations ou de faire passer certains projets. Cette critique est justifiée si l'ACA omet d'inclure dans son analyse certains éléments dont la prise en compte serait susceptible de changer les résultats en termes de bénéfice net social. Toutefois, une ACA bien menée se doit d'inclure ces éléments et de procéder à une analyse de sensibilité afin de démontrer la rigueur de sa démarche et la crédibilité de ses résultats. Une application stricte de la démarche de l'ACA devrait ainsi empêcher que les résultats de l'analyse soient orientés vers des intérêts particuliers. De fait, dans certains pays (France, USA), la loi exige pour certains projets publics ayant un impact potentiellement important sur la société que de larges consultations soient menées. Cette ouverture s'accorde avec les valeurs démocratiques de nos sociétés, mais elle peut également être une source de biais contraire à l'effet recherché si les individus participant à ces consultations sont mal informés ou issus d'un pan peu objectif de la population. Les évaluations des différents coûts et avantages ainsi que leur valeur monétaire doivent donc s'appuyer sur un échantillonnage représentatif des populations concernées par le projet pour parvenir à des mesures objectives. Ce problème d'inclusion objective des divers coûts et avantages du projet rejoint ici largement la difficulté d'application du concept de coût d'opportunité. En effet, l'objectif de l'ACA est d'aller au-delà des coûts budgétaires du projet et de retracer les autres coûts et

avantages existants tout en considérant les utilisations alternatives de toutes les ressources utilisées pour le projet. Il s'agit donc ici de dresser une liste exhaustive et non redondante des coûts et avantages réels du projet dans les limites temporelle et spatiale fixées. Cette tâche peut se révéler ardue dans la mesure où elle exige une vision globale de projets parfois très complexes et qu'elle nécessite de bien connaître les conséquences du projet sur des pans très variés de la société (emploi, tourisme, valeur patrimoniale, biodiversité, impacts sanitaires, etc.). En outre, est-il réellement possible d'établir l'ensemble des alternatives possibles aux ressources utilisées et ainsi de considérer le véritable coût d'opportunité, soit la valeur de la meilleure alternative possible ?

Une fois la liste objective des coûts et avantages dressée, d'autres problèmes surgissent. En effet, dans la liste obtenue, il est possible d'y avoir inclus des éléments tels que les vies sauvées ou perdues grâce au projet, la disparition d'une espèce, la destruction d'un site archéologique ou religieux, etc. Donner une valeur monétaire à ces différents éléments s'avère être une tâche difficile malgré les nombreuses méthodologies existantes. Cette tâche est en réalité un défi qui nécessite d'établir un lien très précis entre la valeur monétaire estimée des coûts et avantages intangibles (i.e. pour lesquels il n'existe pas de prix de marché) et leur utilité réelle. En outre, il se pose un problème au niveau éthique avec l'idée que tout n'a pas un prix. C'est notamment le cas de la mesure de la valeur de la santé et de la vie. Une mesure telle que la valeur statistique de la vie a ainsi été développée et se base sur un individu statistiquement représentatif de la société. Cependant, bien que cela ait un sens du point de vue du bien-être de la société et d'une gestion efficace de ressources limitées, sur une base philosophique ou éthique le calcul d'une telle valeur peut être considéré comme inacceptable.

Une dernière difficulté avec l'ACA se trouve dans le choix du taux d'actualisation. Comme indiqué plus haut, ce taux peut être le taux de préférence des individus pour le présent. Cependant, ce taux est difficile à déterminer car il impose de connaître comment les citoyens équilibrent les coûts et avantages présents et futurs. Un autre taux d'actualisation possible est le coût d'opportunité du capital. L'utilisation de ce taux garantit un ratio capital/travail pour les politiques publiques en conformité avec les incitations pour l'investissement privé de manière à ce que le capital ne fasse pas l'objet d'une sur- ou d'une sous-utilisation de la part du promoteur du projet. Toutefois, il est possible de calculer différents taux d'opportunité du capital et peu d'éléments indiquent lequel retenir en particulier. En outre, ces deux catégories de taux sont susceptibles de ne pas être fixes dans le temps, ce qui pose la question de savoir comment l'avenir doit être anticipé. Une question qui se pose également dans le choix des scénarios à retenir lors de l'analyse de sensibilité.

Ces différents points soulignent les nombreuses faiblesses de l'ACA. L'ACA possède cependant le grand mérite de montrer que des avantages ou des coûts de nature impressionniste et subjective ont une valeur réelle qui autrement aurait été considérée comme nulle ou quasi-nulle dans le processus de décision. Cette approche permet donc de corriger dans l'analyse l'existence de défaillances de marché qui autrement aurait conduit à ne pas considérer tout un ensemble de coûts et d'avantages qui pourtant participent au processus de formation d'un équilibre socialement efficace d'utilisation des ressources (e.g.

la pollution, la perte de qualité de vie, etc.). À cet égard, les travaux de Wiener (2006) apportent un éclairage pertinent en distinguant les analyses « froides » des analyses « chaudes ». Les analyses « froides » n'intègrent que les coûts et avantages qui peuvent être évalués sans problème en termes monétaires. À l'inverse, les analyses « chaudes » tentent d'intégrer tous les autres types de coûts et avantages pertinents dans une ACA. À l'instar de Wiener (2006), l'analyse « froide » doit donc être considérée comme une mauvaise analyse qui ne satisfait pas aux exigences de la technique.

Finalement, toutes ces difficultés ne doivent pas occulter les raisons pour lesquelles les ACA sont effectuées. En effet, l'intérêt principal d'une ACA est de réfléchir de façon rationnelle à l'efficacité d'une décision et d'éviter que de mauvaises décisions soient prises sur la base d'estimations erronées ou orientées des conséquences du projet ou du programme. Un avantage majeur que possède ainsi l'ACA est de chercher à maximiser le bien-être social en considérant l'ensemble des coûts et avantages dans un cadre d'analyse structuré, tout en s'efforçant de considérer les défaillances de marché afin de parvenir à un optimum social qui reflète les utilités réelles de chaque action pour la société. Afin d'asseoir la crédibilité d'une telle démarche, il est par conséquent essentiel de faire preuve de transparence dans la simplification et la quantification des coûts et avantages identifiés. Une ACA bien faite doit ainsi spécifier et justifier toutes les hypothèses qui servent de base à la modélisation et aux calculs.

### *L'analyse de cycle de vie*

L'analyse du cycle de vie constitue l'une des composantes du système global d'évaluation environnementale qui est, elle aussi, interpellée par la question des BSE. Elle fait partie des outils permettant de dresser un bilan de la situation environnementale d'un produit ou d'un service et ce, en considérant toutes les étapes de son cycle de vie de l'extraction à la fin de vie postconsommation. Dans ce sens, elle apparaît comme un outil privilégié informant sur les conséquences environnementales et aussi sociales des modes de production.

Les années 1990 ont vu une croissance de l'utilisation de l'ACV et sa formalisation qui est attribuable à deux changements majeurs: en premier lieu, des méthodes ont été développées pour quantifier les impacts des produits participant à différentes catégories de problèmes environnementaux, en particulier les changements climatiques et la perte de ressources. Or, actuellement la prise en compte de la biodiversité dans les ACV se fait essentiellement dans le cadre de changements dans l'usage des terres et elle apparaît sous la forme d'une probabilité de perte d'un pourcentage d'espèces présentes.

Plusieurs pistes de recherche sont ouvertes, en particulier au Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG - [www.ciraig.org](http://www.ciraig.org)), dans lesquelles on vise à intégrer des informations sur les pertes de services écosystémiques selon le type de changements apportés au milieu. Les pistes les plus prometteuses visent à utiliser la valeur économique des changements dans la disponibilité de BSE. L'approche en terme de BSE monétarisés joue donc bien ici son

rôle de variable passerelle entre les logiques des sciences naturelles et de l'économie et informent directement l'outil d'aide à la décision qu'est l'ACV.

**Figure 14: l'ACV, du berceau à la tombe**



La monétarisation des externalités négatives au sens large du terme présente un autre intérêt en relation avec l'ACV. En effet, l'ensemble des résultats d'une ACV informe sur l'empreinte écologique totale induite par la production et la consommation de x unités d'un produit y. Ces impacts négatifs sur l'environnement représentent des externalités négatives qui ne sont pas prises en compte dans le prix payé par le consommateur final pour ce produit, e.g. les coûts sociaux et environnementaux imputables aux activités agricoles (Mead 2011). Le calcul de la valeur économique de ces externalités permettrait d'avoir d'une part un indicateur unique de l'empreinte d'un produit et fournirait aussi une information sur le « coût réel » du produit si la société voulait véritablement mettre en œuvre le principe pollueur-payeur.

A ce jour, ces approches en analyse du cycle de vie sont encore au niveau de la recherche mais s'approchent de l'application et la demande sociale existe ; on peut donc s'attendre à des avancées importantes dans les prochaines années.

#### *Autres outils d'aide à la décision et BSE*

Sans entrer dans les détails de leur fonctionnement, on doit aussi mentionner que la valeur économique des BSE peut être considérée comme un des critères d'aide à la décision qui sont pris en compte dans une démarche d'analyse multicritères à côté des autres critères traditionnels pris en compte dans ce type d'étude. Il peut être intéressant dans ce cas de soulever la question du meilleur choix pour intégrer les enjeux de BSE dans l'approche multicritères puisque justement, cette analyse peut être vue comme une alternative à l'ACA qui transforme tous les possibles critères en leur représentation monétaire. Il est donc envisageable ici de prendre en compte les BSE en les exprimant soit de façon monétaire, soit de façon quantitative mais non monétarisée.

Les deux autres outils d'aide à la décision, pour qui la valeur économique de BSE peut être un intrant pertinent, sont l'étude d'impact environnemental (EIE) et l'évaluation environnementale stratégique (EES). Ces deux outils évaluent les impacts environnementaux respectivement dans le cas de projets pour l'EIE et de politiques, plans ou programmes pour l'EES (André P., C. Delisle et J.P. Revéret. 2010). Dans les deux cas, les exigences, qu'elles soient légales ou sociétales, sont croissantes, ce qui concerne une meilleure et plus complète prise en compte de la biodiversité et des BSE. En un premier temps, cette prise en compte est à faire dans le langage des sciences de la nature, et ceci se pratique déjà mais de façon très inégale d'une étude à l'autre. Cependant, une prise en compte de leur dimension économique est de plus en plus souhaitée en particulier par la société civile au fur et à mesure que le concept gagne en popularité chez les différentes parties prenantes. Là encore, en se fondant sur les traditions en matière d'évaluation environnementale et les contraintes budgétaires qui règnent dans ce domaine, on peut s'attendre à ce que de telles prises en compte se fassent plus par des transferts de résultats que par de nouvelles études spécifiques, même si on a vu plus haut les limites intrinsèques au transfert.

# 5. Synthèse

---

Cette section a pour objectif de synthétiser les précédentes en schématisant les concepts abordés. Pour ce faire, nous présentons un ensemble de conclusions sur la pertinence des méthodes dans des contextes sociaux, économiques et environnementaux particuliers. Nous présentons également un survol de la littérature sur l'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans une perspective de changements climatiques. Cette analyse permet de dégager des conclusions sur l'application des différentes techniques pour différentes catégories de services écosystémiques.

## 5.1. Choix de la méthode

Le choix de la méthode utilisée pour estimer la valeur économique de services écosystémiques dépend de plusieurs variables. Si le contexte de l'étude, par les circonstances et les services étudiés, est le premier facteur à considérer, d'autres guideront aussi les choix méthodologiques. Dans ce sens, nous pouvons penser à la précision recherchée par l'étude et la complexité des enjeux, l'expertise demandée, au budget, aux temps, données et argent disponibles.

Les études évaluatives peuvent être relativement simples et à faible coût, par exemple en utilisant le transfert de bénéfices, ou plus détaillées, compréhensives et précises, mais en entraînant des coûts élevés, comme dans le cas d'études de préférences exprimées.

Afin de guider le choix d'une méthode appropriée, les tableaux 2, 3 et 4 reprennent les caractéristiques des méthodes expliquées dans les précédentes sections. Le tableau 2 résume les types de services d'utilités, qu'ils soient d'approvisionnement, de régulation ou culturels qui peuvent être affectés par les changements climatiques, selon les secteurs ciblés dans ce guide (Environnement bâti, Économie, Santé et Mode de vie et Écosystèmes et biodiversité).

Dans le même ordre d'idées, le tableau 3 indique quelles techniques sont généralement utilisées pour évaluer différents types de services. Les services écosystémiques se positionnent sur tout le spectre de la valeur totale, les méthodes liées aux marchés évaluant principalement des services d'utilité directe. Plus on migre vers une valeur de non-usage, plus les valeurs tendent à être élevées, mais deviennent moins tangibles que les résultats obtenus pour des valeurs d'usage direct. Ce rapport à la tangibilité des résultats s'explique par le fait que des valeurs de marché actuelles représentent de réels comportements et sont des préférences plus «certaines» que des préférences exprimées lors d'une enquête par exemple.

**Tableau 2 : Impacts types des changements climatiques sur les services écosystémiques**

Impacts des changements climatiques	Types de services impactés	Exemple de variation dans les services écosystémiques
Environnement bâti	Régulation	Régulation du climat : Affaissement d'une piste d'atterrissage en raison de la fonte du pergélisol
	Culturels	Beauté esthétique : fermeture d'une route panoramique côtière
Économie	Approvisionnement	Alimentation : variation de la production agricole
	Régulation	Contrôle des maladies et espèces invasives : diminution de la production forestière en raison d'une maladie
	Culturels	Loisir et tourisme : diminution du nombre de journées skiables
Santé et modes de vie	Régulation	Régulation du climat : augmentation des hospitalisations dues aux vagues de chaleur
	Culturels	Éducation : perte de savoirs traditionnels
Écosystèmes et biodiversité	Régulation	Approvisionnement en eau : filtration de l'eau par les milieux humides
	Culturels	Patrimoine : disparition d'une espèce menacée

**Tableau 3 : Synthèse de l'utilisation des méthodes face aux types de services écosystémiques**

Type de valeur économique	Types de services écosystémiques		Pertinence des méthodes						
			PM	VP	BC	T	H	PE	TB
Valeur d'usage direct	Approvisionnement		✓	✓					✓
Valeur d'usage indirect	Régulation			✓	✓		✓		✓
Valeur d'usage direct	Culturels	Récréatifs	✓			✓		✓	✓
Valeur de non-usage		Esthétiques						✓	✓

PM : Prix de marchés ; VP : Variation de production ; BC : Basées sur les coûts ; T : Coûts de transport ; H : Prix hédonistes ; PE : Préférences exprimées ; TB : Transfert de bénéfices

Finalement, afin de contextualiser le choix d'une méthode selon les ressources disponibles, le tableau 3 fait une revue des principales caractéristiques logistiques des méthodes en termes de données requises, des temps et argent nécessaires à la réalisation d'une analyse, aux compétences requises et au degré de complexité en général.

**Tableau 4 : Principales caractéristiques logistiques des méthodes d'évaluation économique des biens et services écosystémiques.**

Catégorie	Méthode	Données requises	Ressources (temps/ budget*)	Compétences requises	Degré de complexité
Prix de marchés directs	Prix de marchés	- Données sur un service ou bien (intrants/extrants)	Jours – semaines / bas	Bases en économie	✓
	Variation de production	- Données sur un service ou bien (intrants/extrants) - Les données sur la relation de cause à effet	Jours – semaines / bas	Analyse de productivité	✓✓
Basée sur les coûts	Dommages évités	- Données sur les coûts des infrastructures à la suite de la perte des services écosystémiques - Dommages selon différents scénarios, y compris "avec" et "sans" service réglementaire	Semaines / moyen	Bases en économie Connaissances des enjeux biophysiques et d'ingénierie	✓✓
	Coûts de remplacement	- Le coût (prix du marché) de remplacement d'un service écosystémique ayant un équivalent synthétique	Jours – semaines / bas	Bases en économie	✓
Préférences révélées	Coûts de transport	- Ressources accordées à la visite - Motivations pour le voyage	Semaines – mois / élevé	Techniques d'enquête, analyse économétrique	✓ à ✓✓✓
	Prix hédonistes	- Données relatives au marché de référence (ex. : immobilier) ou les flux monétaires relatifs à des aménités environnementales	Semaines / moyen	Analyse économétrique	✓✓✓
Préférences exprimées	Évaluation contingente	- Consentement à payer ou recevoir et données socio-économiques. Obtenus au moyen de questionnaires d'enquête.	Mois / élevé	Techniques d'enquête, analyse économétrique	✓✓ à ✓✓✓
	Choix multi-attributs	- Consentement à payer ou recevoir et données socio-économiques. Obtenus au moyen de questionnaires d'enquête.	Mois / élevé	Techniques d'enquête, analyse économétrique	✓✓✓
Transfert de bénéfices	Transfert de bénéfices	- Valeurs et données clés issues d'études similaires dans d'autres contextes.	Jours – semaines / bas	Bases en économie et/ou analyse économétrique	✓ à ✓✓✓

\* Un budget bas équivaut à un ordre de grandeur entre 5 000 et 15 000, moyen entre 15 000 et 60 000 et élevé plus de 60 000

## 5.2. Revue de la littérature

Afin de vérifier si les conclusions présentées en amont sont concordantes avec l'évaluation monétaire des BSE dans un contexte de changements climatiques, nous avons évalué l'utilisation des méthodes face à divers services placés dans cette perspective. Au total, 163 observations provenant de 136 études scientifiques (publiées dans des revues savantes révisées par les pairs) générant des données primaires ont été recensées et classées selon la méthode d'évaluation utilisée et les services évalués. Le détail des études analysées est donné en annexe 1 et les décrit selon les paramètres suivants : auteurs, année de publication, pays, service évalué, valeur du service et contexte.

Afin de classer les études analysées, nous avons retenu 13 grands biens et services écosystémiques dont les définitions reposent en grande partie sur celles de De Groot (2002) et de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (2005). D'autres services auraient pu être cités, particulièrement dans la catégorie des services culturels, comme les aspects patrimoniaux, d'éducation ou religieux reliés à la nature, ou encore le service de régulation de pollinisation. Toutefois, la revue de littérature n'a pas montré un nombre suffisant d'études portant sur ces services dans un contexte de changements climatiques pour que nous les incluions.

**Aliments** : Ce service inclut la vaste gamme de produits alimentaires issus de plantes, d'animaux et de microbes, autant en milieux terrestres qu'aquatiques.

**Matériaux de base** : Ce service réfère à la production par les milieux naturels de matériaux fibreux, soit le bois, la jute, le coton, le chanvre, la soie et la laine par exemple ; de carburants comme le bois, le fumier ou d'autres matériaux biologiques servant de sources d'énergie ; les ressources génétiques, soit le bagage et l'information génétique utilisés pour l'élevage des animaux, des végétaux en biotechnologie ; les ressources biochimiques, tels les médicaments naturels et les produits pharmaceutiques dérivés des écosystèmes ; et finalement, les ressources ornementales.

**Approvisionnement en eau douce** : Les milieux naturels fournissent l'eau douce pour une utilisation humaine. L'eau douce des rivières peut également être considérée comme une source d'énergie (hydroélectricité).

**Régulation du climat** : Les écosystèmes influencent le climat à la fois localement et globalement. À l'échelle mondiale, les écosystèmes jouent un rôle important en séquestrant et en stockant les gaz à effet de serre. Le climat peut également être affecté à une échelle locale, au niveau des températures, comme les îlots de chaleur, ou les précipitations. La distribution et la connectivité des milieux naturels et les changements dans la couverture de sol impactent cette régulation à l'échelle locale.

**Régulation de l'eau** : Les types de fonctions inclus dans ce service recourent le contrôle des eaux de ruissellement et la régulation des crues, la recharge des aquifères et l'apport en eau pour les communautés. Ces fonctions peuvent être fortement

influencées par les changements climatiques et les changements dans la couverture terrestre, en particulier dans les conversions qui modifient le potentiel de stockage de l'eau du système, tel que le remplacement de zones humides ou de forêts par des terres cultivées ou des zones urbaines.

**Qualité de l'eau :** Plusieurs écosystèmes ont une capacité de filtration physique, chimique et biologique de l'eau tout comme certains sont aptes par divers processus à décomposer les déchets organiques et inorganiques, pensons au phosphore et à l'azote. Ceci résulte en des effets sur les communautés via la potabilité de l'eau à boire, mais aussi sur des activités récréatives, la pêche ou encore l'arrosage.

**Qualité de l'air :** Les écosystèmes contribuent au retrait dans l'air de polluants, mais participent aussi à la composition chimique de l'air. Pensons aux arbres et autres végétaux qui jouent un rôle primordial dans la production d'oxygène par la photosynthèse. Leur importance en milieu urbain est d'autant plus grande puisqu'ils agissent comme des filtres naturels pour capturer des polluants, leurs feuilles absorbent des polluants gazeux et des particules fines, les causes primaires de la pollution urbaine et des épisodes de smog.

**Prévention des événements extrêmes :** Les événements extrêmes auront vraisemblablement des fréquences et intensités augmentées dans le contexte de changements climatiques. Les écosystèmes ont la capacité de contenir, dans une certaine mesure, leurs effets. Par exemple, la présence des écosystèmes côtiers tels que les mangroves, milieux humides et les récifs coralliens, peuvent réduire les dommages causés par les ouragans ou les grosses vagues. Les milieux humides peuvent aussi jouer un rôle de tampon et de régulateurs de crues pour prévenir les inondations et sécheresses.

**Contrôle biologique :** Nous considérons ici le contrôle par les écosystèmes de maladies, pathogènes ou espèces nuisibles à la fois aux humains et aux systèmes naturels. Les changements dans les écosystèmes peuvent modifier directement l'abondance des pathogènes humains, tel que le choléra, et peut modifier l'abondance des vecteurs de maladies, comme les moustiques. Ces changements des écosystèmes peuvent également influencer la prévalence des espèces invasives, ravageurs et maladies des cultures et élevages.

**Contrôle de l'érosion :** Typiquement, l'analyse du contrôle de l'érosion se fait via la capacité du couvert végétal à faire la rétention des sols et à prévenir des glissements de terrain. Dans une perspective de changements climatiques et de hausse du niveau des eaux et de variation dans le régime des glaces, le problème d'érosion des berges est particulièrement traité dans la littérature.

**Loisir et tourisme :** Les individus choisissent souvent les endroits ou activités qu'ils pratiqueront dans leurs temps libres en fonction des caractéristiques naturelles, aménagées ou cultivées.

**Paysages** : L'esthétique de divers aspects des écosystèmes est valorisé par les individus et communautés, comme en témoignent notamment le soutien aux parcs, routes panoramiques et le choix des lieux de résidence.

**Biodiversité** : Ce service réfère à la volonté des individus ou communautés à préserver, pour de nombreuses raisons, la biodiversité et fait intervenir une importante dimension de valeur d'existence (non-usage).

Les résultats présentés au tableau 5 montrent la domination des études en terme de préférences exprimées pour analyser des situations de changements climatiques. Cette observation est corrélable avec les caractéristiques intrinsèques de ce type de méthodes : en se basant sur des projections futures de l'évolution de l'environnement, la génération de marchés simulés permet de saisir le consentement à payer des agents économiques pour des situations projetées. Plusieurs de ces études tendent à comprendre et mesurer ce que les ménages sont prêts à payer pour éviter les conséquences des changements climatiques. Par exemple, l'utilisation de techniques de préférences exprimées pour évaluer le service de régulation du climat, qui représente près du quart des observations, est plus souvent qu'autrement associée à la mesure du consentement à payer pour la mise en place de politiques visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Globalement, les résultats présentés reflètent les tendances générales d'évaluation économique des BSE présentées au tableau 2 : les méthodes se référant aux marchés directs analysent en majorité des services d'approvisionnement, la méthode des coûts de transport relatives aux marchés indirects via des préférences révélées s'attarde principalement à la valorisation des loisirs et du tourisme, alors que les méthodes basées sur les coûts tendent majoritairement à mesurer la valeur de services de régulation. Le côté prospectif des méthodes de préférences exprimées permet de traiter d'un plus grand nombre de services, mais englobe en presque totalité des services de régulation et culturels. Ceci est en accord avec les capacités de ces méthodes de saisir les aspects moins tangibles de la valeur totale des aménités environnementales, les valeurs d'usage indirect et de non-usage.

**Tableau 5 : Nombre d'études portant sur l'analyse économique des changements climatiques selon le service écosystémique et la méthode.**

Types de services	Services écosystémiques	Méthodes					
		PM	VP	BC	T	H	PE
Approvisionnement	Aliments	5	5	1	1	1	2
	Matériaux de base	3	-	-	-	-	-
	Approvisionnement en eau douce	-	-	1	1	-	4
Régulation	Régulation du climat	3	1	2	2	1	39
	Régulation de l'eau et des crues	-	-	-	-	-	3
	Qualité de l'eau	-	-	1	1	-	5
	Qualité de l'air	-	-	-	-	-	6
	Prévention des événements extrêmes	2	1	3	3	2	3
	Contrôle biologique	-	-	-	-	-	1
	Contrôle de l'érosion	1	-	-	-	-	4
Culturels	Loisir et tourisme	2	1	-	15	-	9
	Paysages	-	-	-	-	-	3
	Biodiversité	3	1	1	-	-	20

PM : Prix de marchés ; VP : Variation de production ; BC : Basées sur les coûts ; T : Coûts de transport ; H : Prix hédonistes ; PE : Préférences exprimées ; TB : Transfert de bénéfices

Les résultats mettent aussi en exergue la nécessité de réaliser plus d'études de terrain, testant un ensemble de méthodes et produisant des résultats originaux. Si la demande croissante envers la méthode de transfert de bénéfices est marquée, la réalisation de ce type d'études demande l'existence de bases de données riches et pertinentes. Les deux tiers des études recensées portent sur des techniques de préférences exprimées. Il devient ici intéressant de penser à un usage plus exhaustif des autres méthodes et au développement de méthodes systémiques capables de saisir de façon holistique la dynamique complexe de l'évolution du climat.

À cet effet, la plupart des études citées au tableau 5 se concentrent sur l'évaluation d'une aménité unique de l'écosystème. Certes, ces analyses peuvent fournir des mesures éclairant les décisions politiques importantes, mais en aucun cas la valeur d'un service unique de l'écosystème ne peut être confondue avec la valeur de l'ensemble de l'écosystème, qui a bien plus qu'une seule dimension.

Il est donc important, comme il le sera souligné dans la section suivante, de bien comprendre que la valorisation d'un service unique de l'écosystème ne représente qu'une évaluation partielle des processus naturels dans un écosystème. S'ils sont mal interprétés, des exercices d'évaluation simples de la dynamique écosystémique peuvent fournir un faux signal quant à la valeur totale des milieux naturels et de leur apport au bien-être humain.

Bien que l'évaluation de services écosystémiques multiples soit plus difficile que l'évaluation d'un service unique, les imbrications entre les composantes de l'écosystème, les interconnexions entre les services et les impacts globaux des changements climatiques font en sorte qu'il peut être nécessaire d'étendre la portée de l'analyse. Puisque les processus écosystémiques sont souvent spatialement liés, la comptabilité complète des conséquences des effets de pressions sur la valeur des services écosystémiques nécessite donc la compréhension de ces liens spatiaux et le déploiement d'études intégrées compatibles de grandes échelles spatiales pour et pouvant couvrir entièrement les effets importants des changements climatiques. La génération de valeur sur des échelles plus grandes peut faire en sorte que l'extrapolation de la valeur de certaines composantes écosystémiques soit peut-être inévitable. Dans ce cas, un examen minutieux des résultats doit être appliqué, mais peut fournir une information hautement pertinente comme l'ont montré les études à très grande échelle de Winters (1998), Kirshen et al. (2005), Cline (2007), Stern (2007) ou de l'ICF (2007) pour ne nommer que celles-ci.

Les questions de spatialité et de l'estimation de la valeur pour un service versus ceux fournis par un écosystème ramènent à une contrainte importante de ces démarches, soit qu'il y a un danger beaucoup plus grand de sous-estimer la valeur des biens et services écosystémiques que les surestimer. Cette sous-estimation s'explique principalement par l'omission d'inclure dans la valeur estimée l'ensemble des biens et services concernés et/ou de la totalité des sources de valeur, ou de l'utilisation d'une méthode d'évaluation qui fournit uniquement une estimation plus faible de la valeur totale (Centre d'analyse stratégique, 2009 ; TEEB, 2010). Dans de nombreux cas, cela reflète les limites des méthodes d'évaluation disponibles. De l'autre côté, les surestimations naissent de double comptage ou de biais dans les méthodes d'évaluation. Cependant, il est probable que dans la plupart des applications, les erreurs de l'omission d'éléments pertinents de la valeur seront plus critiques que les erreurs de surestimation des composants qui sont inclus.

# Conclusion

---

Dans le contexte de l'économie des changements climatiques où se chevauchent économie de l'environnement et du développement durable, les processus de prise de décision et la gestion du territoire, le diagnostic sur l'état actuel de situation environnementale est consensuel, scientifiques et politiciens s'entendent sur l'ampleur de la crise et sur l'urgence d'agir (Stern, 2006; GIEC, 2007). Bien que les enjeux afférents soient largement reconnus, les interventions des institutions nationales et internationales pour juguler la crise et rencontrer les objectifs de préservation n'ont pas l'efficacité escomptée. Outre la complexe question de la gestion des biens publics, trois raisons participent à cette situation : la complexité des systèmes naturels, un manque d'outils de diagnostic et de suivi de l'état de l'environnement et des services écosystémiques qui y sont associés et le déficit de mécanismes permettant aux acteurs concernés (décideurs internationaux, nationaux, locaux, entreprises, organisations non-gouvernementales et publiques) d'avoir accès à une information scientifique complète reflétant le dynamisme et l'intrication du vivant (Loreau et al., 2006).

Devant ce constat, la demande institutionnelle envers de nouveaux outils d'évaluation des actifs naturels et des aménités associées croît et vise à construire un portrait exhaustif des enjeux environnementaux afin de guider des prises de décisions plus éclairées. Parmi ces éléments d'évaluation, la considération des aspects socio-économiques liés à la nature en représente une dimension florissante. Ce type de démarche vise à apposer une valeur à des composantes de la nature, qu'elle soit chiffrable en termes économiques ou quantifiable en termes d'utilité pour l'être humain. La finalité de cet exercice peut être à géométrie variable, tantôt la valeur trouvée intègre un processus de décision afin d'offrir une compréhension économique plus large des enjeux ou elle peut intégrer une démarche compensatoire, tantôt elle sert à calculer le coût des dommages d'une catastrophe naturelle, tout comme elle peut servir de moteur argumentaire à la protection des composantes naturelles étudiées. De façon plus exhaustive, leur utilisation est souvent citée pour être rattachée aux analyses coûts-avantages, aux évaluations de dommages, à la quantification des compensations pour dommages environnementaux, à la planification et l'usage du territoire, aux comptes verts, aux outils de mise en œuvre du développement durable ou aux actions de sensibilisations environnementales (Grafton et al., 2004).

À cet effet, ce guide fournit un regard sur les composantes clés de ce type de démarches, de la définition des biens et services écosystémiques aux méthodes utilisées pour saisir l'utilité qu'ils procurent aux communautés. Ce type d'évaluation est particulièrement pertinent dans un contexte de changements climatiques puisque la mise sur pied de stratégies d'adaptation gagne beaucoup à intégrer la valeur totale des actifs naturels. Un survol de la littérature a permis de constater que toutes les méthodes ne sont pas appropriées et/ou utilisées pour bien évaluer l'évolution du territoire et de

ses composantes naturelles, mais a mis en évidence la nécessité de poursuivre dans cette direction. En favorisant la conduite d'études de terrain, les chercheurs et décideurs seront amenés à mieux comprendre les forces et faiblesses des méthodes et leur capacité à fournir une information plus ou moins circonstanciée au milieu étudié. De plus, une augmentation de ce type d'études primaires permettrait de constituer des bases de données plus complètes qui sont nécessaires à la production d'études secondaires comme les transferts de bénéfices ou méta-analyses.

## DEUXIÈME PARTIE: ÉTUDES DE CAS

---

# 1. Étude de cas sur les milieux humides

Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices : étude de cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour

Jie He<sup>1</sup>, Jean-Pierre Reveret<sup>2</sup>, Fanny Moffette<sup>3</sup>, Jean-Philippe Boyer<sup>4</sup> et Jérôme Dupras<sup>5</sup>

## Résumé

Dans l'objectif d'évaluer la valeur économique de milieux humides dans les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour, nous avons développé une banque de données à partir de 51 études, réalisées dans 21 pays différents, pour réaliser la méta-analyse. Les études ont été soigneusement choisies selon leur crédibilité scientifique et leur pertinence de transférabilité au cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. Notre méta-analyse se focalise plus spécifiquement sur comment l'existence ou non de trois des principales fonctions écologiques des milieux humides (MH), la filtration des sédiments, la régulation des débits de crues et le support d'habitats fauniques pour la biodiversité, affecte la valeur des milieux humides. Les résultats de notre recherche appuient l'importance de considérer différentes variables de contrôle dans l'évaluation économique des fonctions écologiques. De plus, nous mettons l'accent sur une non-segmentation des caractéristiques du MH lors de l'étape du transfert de bénéfices ce qui, en d'autres mots, implique l'utilisation de différentes caractéristiques, notamment géographiques et socio-économiques, dans l'attribution d'une valeur à un MH spécifique. Sur cette base, la valeur d'un MH varie d'un MH à l'autre.

## Introduction et Problématique spécifique

Comme on l'a vu au début de ce guide, le rapport de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (ÉÉM), a montré qu'entre 80 % et 98 % des milieux humides qui se trouvent dans ou près des grands centres urbains ont disparu depuis les débuts de la colonisation (Gouvernement du Canada, 1991).

Ces milieux sont en effet sensibles aux activités humaines comme le montrent les principaux facteurs de dégradation énumérés par l'ÉÉM (MEA, 2005b) : développement

---

<sup>1</sup> Département d'Économique, Université de Sherbrooke. Jie.He@USherbrooke.ca

<sup>2</sup> École des sciences de la gestion, UQAM

<sup>3</sup> Département d'Économique, Université de Sherbrooke.

<sup>4</sup> CUFÉ, Université de Sherbrooke.

<sup>5</sup> Département de géographie, Université de Montréal

*Remerciements* : Nous aimerions remercier Adam Doyon-Blondin, Li Jingran, Roxanne Lanoix, Amélie Lecocq et Mathieu Varin pour leurs contributions à la banque de données.

d'infrastructures, changement de vocation des terres, drainage, eutrophisation et pollution, surexploitation et introduction d'espèces exotiques envahissantes. Pourtant, les milieux humides naturels devraient être protégés car ils fournissent un grand nombre de BSE et leur valeur économique est souvent plus importante que celle des milieux humides convertis à d'autres usages (MEA, 2005b).

Les milieux humides sont caractérisés par un régime hydrique particulier qui fait en sorte que le milieu est inondé de manière récurrente plus ou moins fréquemment selon le type de MH. Les BSE qu'ils fournissent varient en fonction du type de MH, par exemple marais, marécage, tourbière, etc. Les milieux côtiers et les milieux d'eau douce diffèrent aussi dans leur localisation et donc, dans les BSE qu'ils fournissent. Plusieurs auteurs ont classifié l'importance des BSE en fonction du type de MH (MEA, 2005b; Turner *et al.*, 2008). Certains BSE semblent être particulièrement importants dans les MH : production de nourriture et de matériaux (bois, tourbe, etc.), régulation du climat, gestion des crues, récréation et éducation, filtration des sédiments et recyclage des nutriments ainsi que support à la biodiversité.

Il est aussi important de noter que les changements climatiques pourraient accélérer la perte de biodiversité et la dégradation de ces milieux. Les MH pourraient par exemple être affectés par une hausse du niveau des océans (surtout les MH côtiers), par des tempêtes plus fréquentes et plus violentes, par un changement dans l'hydrologie et le transport de sédiments, par une demande en eau plus importante en raison de précipitations diminuées, par un déplacement des espèces indigènes, mais aussi des espèces exotiques envahissantes, etc. Les changements climatiques pourraient aussi accélérer la dégradation des MH causés par les différentes pressions anthropiques précédemment énumérées. Néanmoins, dans certains rares cas, la pression sur les MH pourrait être atténuée, notamment là où les précipitations sont appelées à augmenter (MEA, 2005).

Dans un contexte où les changements climatiques provoqueront bientôt des changements majeurs dans les écosystèmes et donc dans les BSE qu'ils fournissent, il est crucial que les décisions et la gestion de ces écosystèmes tiennent compte de la valeur de ces biens et services. Cela est d'autant plus vrai, dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques, où la prévention pourra rapporter gros dans le futur (Stern, 2007).

Dans ce cadre, différentes méthodes économiques existent pour accorder une valeur aux BSE des MH (voir chapitre 3 du guide). L'expression de la valeur des BSE en termes monétaires permet de comparer avec d'autres biens et services qui sont couramment exprimés en dollars (Haluzá-Delay *et al.*, 2009). En attribuant une valeur monétaire aux BSE, on s'adresse principalement aux décideurs dans un langage facilement compréhensible, qui peut plus facilement influencer leurs décisions. En agissant de la sorte, les externalités positives et négatives, qui ne sont généralement pas considérées, se retrouvent enfin internalisées et donc prises en considération. Si la

décision n'est pas plus facile, elle devrait à tout le moins aider à déterminer une solution optimale d'utilisation des ressources écologiques qui maximiserait les bénéfices pour la société, l'économie et l'environnement (TEEB, 2010).

### **Contexte de l'étude de cas**

Cette étude de cas s'insère dans le cadre d'un plus vaste projet d'étude dirigé par Richard Fournier intitulé « Utilisation de données spatiales, de la modélisation hydrologique et d'indicateurs économiques pour la mise en place d'un outil d'aide à la décision pour les interventions sur les milieux humides », cofinancé par OURANOS et le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) dans le cadre de la mesure 26 du Plan d'action sur les changements climatiques 2006-2012 du gouvernement du Québec (PACC26-Ouranos). L'objectif principal du projet est de développer un outil d'aide à la décision basé sur des analyses spatiales, hydrologiques et économiques afin de guider les interventions sur les MH dans un contexte de changement climatique dans les basses terres du St-Laurent et plus précisément pour deux bassins versants (BV), soit ceux de la rivière Yamaska et de la rivière Bécancour. Ainsi, la présente étude de cas se focalise sur la méthodologie de la portion économique de ce projet de recherche. Elle vise en particulier à illustrer l'utilisation de la méthode de transfert de bénéfice à partir d'une méta-analyse, tel que présenté à la section 3.3.5.4 de ce guide.

L'objectif de recherche est donc de réaliser un transfert de bénéfices afin de donner différentes valeurs pour les trois principaux BSE des MH retenus par Richard Fournier et son équipe, soit la régulation des débits de crues, la filtration des sédiments et le support d'habitats fauniques pour la biodiversité. Afin d'atteindre cet objectif, nous avons choisi d'utiliser la méthode de transfert de bénéfices basée sur une méta-analyse. En effet, la méthode du transfert de bénéfices est souvent privilégiée lorsque les ressources sont limitées. Comme elle n'exige pas d'étude sur le terrain, cette méthode nécessite moins de ressources financières et humaines en plus de prendre moins de temps. Cela permet aussi d'avoir un premier aperçu des composantes de la valeur et de mieux cadrer et orienter une étude primaire subséquente. Comme on l'a vu plus tôt, il existe plusieurs variantes de la méthode du transfert de bénéfices, mais la méta-analyse est celle qui est la plus précise et la plus stable.

Toutefois, la méta-analyse demande de trouver et de compiler un grand nombre d'études primaires de qualité. Cela pose certains défis car les informations désirées sont souvent manquantes dans ces études puisqu'elles n'ont pas été conçues pour le transfert de bénéfices. La méta-analyse demande donc un niveau plus élevé de ressources et d'expertise que les autres variantes de transfert de bénéfices. Elle permet néanmoins une meilleure flexibilité ainsi qu'une comparabilité supérieure entre les sites selon les variables désirées.

La présente étude de cas est divisée de la façon suivante. Nous allons d'abord présenter le processus de développement de la base de données, puis faire la description de la variable expliquée et des variables explicatives. Dans un deuxième temps, nous expliquerons la méthodologie et continuerons avec une section sur le transfert de bénéfices, soit l'application de nos résultats à l'étude de cas des BV des rivières Yamaska et Bécancour. Dans cette section, nous présenterons d'abord les résultats de la méta-analyse puis des résultats obtenus à l'aide de méthodes de transferts de bénéfices plus simples. Enfin, nous terminerons avec quelques remarques et soulèverons quelques discussions.

## **Données**

### *Développement de la base de données*

Afin de réaliser la base de données qui a servi à notre méta-analyse, nous avons dans un premier temps effectué une recherche exhaustive dans la littérature des différentes études qui traitent de l'évaluation économique des MH. Ce travail a été réalisé par une équipe de 5 personnes et a permis de trouver 215 articles. Parmi ces articles, il y avait des études de tous types : des évaluations contingentes, des méta-analyses et d'autres types d'études dont l'objectif est de faire une évaluation économique de MH.

Par la suite, nous avons sélectionné les variables pertinentes pour réaliser la méta-analyse. Pour ce faire, nous nous sommes inspirés principalement de deux études antérieures. La première étude, publiée en 2006, a été développée par Brander, Florax et Vermaat. Au départ, ces auteurs avaient collecté 190 études. Ils ont par la suite utilisé un total de 80 études desquelles ont été tirées 215 observations différentes de valeurs de MH. Les auteurs ont déterminé que le Produit intérieur brut (PIB) par habitant ainsi que la densité de la population étaient deux variables importantes pour expliquer la valeur des MH, ces deux variables étant corrélées positivement avec la valeur des MH.

La deuxième étude qui a influencé notre travail est Ghermandi, van den Bergh, Brander, de Groot et Nunes (2010). En enrichissant la banque de données développée dans Brander *et al.* (2006), ces auteurs ont pu obtenir une base de données totalisant 418 observations tirées de 170 études. Ils ont en particulier enrichi la banque de données de Brander *et al.* (2006) en allant chercher des études provenant d'autres régions du monde ainsi que des études traitant des MH ayant été construits par l'Homme. En effet, cette variable a une influence positive sur la valeur des MH. Ghermandi *et al.* (2010) expliquent ceci par le fait que la construction des MH s'est réalisée justement dans des objectifs reliés à la satisfaction de certains besoins humains, ce qui, du coup, leur donne une valeur plus appréciable. Une autre contribution de ces auteurs est le développement d'un indice de pression humaine composé de trois sous-indicateurs, soit le fait que le MH est situé en région urbain/péri-urbaine ou rurale ; le fait que le milieu soit protégé ou non ; ainsi que la présence de digues qui influence la quantité d'eau dans le MH. Ces auteurs ont trouvé que plus la pression humaine est forte sur le MH, plus la valeur sera

élevée. Ils expliquent ce phénomène par deux raisons. D'abord, ils mentionnent que les activités humaines contribuent à transformer un usage potentiel en valeur économique. En d'autres mots, l'intervention humaine peut faire en sorte d'améliorer le niveau de provision de certains services des MH telle que l'amélioration de la qualité de l'eau dans le cas des MH créés par l'homme. Ensuite, les MH entourés par des populations denses et pour lesquels il n'y a pas de restriction d'accès (ce qui correspond à un indice de pression humaine élevé) permettent à la population d'aller profiter des services récréatifs du MH avec facilité, ce qui augmente la valeur économique associée avec ces MH.

Ayant un objectif de transfert de valeur précis, soit les transferts de valeur pour les cas des BV des rivières Yamaska et Bécancour, la sélection des articles pour notre méta-analyse a été plus stricte. Parmi les 215 articles identifiés, nous avons finalement retenu 51 études. Nous avons ainsi éliminé les études qui ne traitaient pas exactement de l'objet de notre recherche, par exemple, certaines études se focalisaient sur la qualité de l'eau, mais pas directement en lien avec un MH. D'autres raisons expliquent le rétrécissement notable du nombre d'études, ces dernières n'étant perceptibles qu'avec une lecture plus en profondeur de l'article. Voici une série de raisons :

- Article dont l'objet n'est pas la volonté à payer (VAP), mais la volonté à accepter;
- Article dont l'estimation est tirée de données secondaires (notamment, nous avons dû éliminer plusieurs articles associés à une seule et même recherche terrain, car cela aurait généré des doublons dans la banque de données);
- Article dont la qualité est douteuse, basé sur des hypothèses qui ne nous semblent pas raisonnables<sup>6</sup>;
- Article manquant certaines informations essentielles pour compléter la banque de données.

De plus, nos partenaires géomaticiens ont pu nous fournir une série de variables géomatiques pour chacun des MH étudiés par les 51 études entrées dans notre base de données finale. Ces variables mesurent des caractéristiques des MH étudiés, comme la taille, la classification des MH (terrestre, côtier ou mangrove), le climat du MH étudié (boréal, tempéré, subtropical ou tropical), si le MH est en région, en complexe ou isolé et le pourcentage du territoire dans un rayon de 10 km en 4 composantes soit, en terres agricoles, en terres urbaines, en forêt et hydrographique. Ces variables géomatiques enrichissent largement notre base de données finale et nous donnent certaines comparabilités potentielles entre notre étude et celles de Brander *et al.* (2006) et Ghermandi *et al.* (2010).

La base de données finale contient ainsi un total de 70 variables et de 106 observations. Nos observations proviennent d'un total de 51 études réalisées dans 21 pays différents

---

<sup>6</sup> À titre d'exemple, Gupta et Foster (1975) choisissent sans justification de s'intéresser seulement aux cinq prix les plus élevés à l'acre de MH. Puis, dans un deuxième temps, ils déterminent un prix à l'acre qui se retrouve entre la borne minimale et maximale de leur choix aléatoire précédent.

parmi lesquelles seules 3 études n'ont pas été publiées et sont des rapports tirés de la littérature grise. La décision d'inclure peu de littérature grise vient de la considération qu'il est important de bien sélectionner les études primaires, car la qualité du transfert en dépend. En effet, les erreurs de la recherche primaire peuvent être accrues par la méthode du transfert (Wilson et Hoehn, 2006). D'autre part, le nombre d'observations varie entre une à sept par MH. À titre de comparaison, Ghermandi *et al.* (2010) utilise un maximum de douze observations pour une étude. Ainsi, nous avons pris d'amples précautions afin de ne pas avoir une grande quantité d'observations provenant d'une même étude ce qui, finalement, permet d'obtenir une hétérogénéité dans les études ainsi que dans les données.

### *Descriptions des variables*

La variable expliquée est la valeur économique du MH par hectare par année en dollars américains de 2003 à parité de pouvoir d'achat (PPA)<sup>7</sup>. Nous avons utilisé les données du « World Penn Table » (Heston *et al.*, 2012)<sup>8</sup> afin de bien considérer les différences dans les pouvoirs d'achat entre les différents pays alors que nous avons utilisé les déflateurs de la Banque mondiale (Banque mondiale, 2012) pour uniformiser les valeurs en données réelles de 2003. Par la suite, nous avons fait des ajustements en fonction de la population considérée dans l'étude. En effet, certaines études ne fournissent pas directement la valeur agrégée, mais seulement la valeur par ménage ou par personne. Afin d'agrèger ces valeurs, nous avons utilisé les populations mentionnées dans l'étude et avons multiplié la VAP par la taille totale de la population concernée. Or, dans l'exercice du transfert de bénéfices, l'étendue du marché n'est pas toujours disponible au praticien (Johnston et Rosenberger, 2010). Dans certains cas, nous avons donc dû, à l'aide des informations contenues dans l'article, nous référer à des données provenant de sources extérieures. Nous étions néanmoins conscients que déterminer l'étendue de la population pour l'agrégation des valeurs individuelles est un défi important qui peut avoir plus d'impact sur la valeur agrégée que l'incertitude associée à la moyenne transférée (Navrud et Ready, 2007).

La troisième étape a été de diviser la valeur économique du milieu humide en US\$ PPA par la taille en hectare du MH étudié. Il faut remarquer ici que les études établissent une valeur soit marginale, médiane ou moyenne. L'utilisation de la valeur marginale correspond à certaines études dont les auteurs cherchent par leur enquête (provenant par exemple d'une évaluation contingente) à connaître la VAP des individus pour un projet qui fait varier la taille du MH. Dans ces situations, pour obtenir la valeur du MH par hectare, la VAP totale de la population concernée ne doit pas être divisée par la taille totale du MH, mais bien par l'augmentation de la taille du MH, tel que mentionné dans le questionnaire de l'étude. Pour capter les éventuelles différences de cette valeur par hectare associées à l'augmentation de taille du MH, nous les distinguons dans notre

---

<sup>7</sup> Ghermandi *et al.* (2010) ont également utilisé cette unité de mesure.

<sup>8</sup> À la différence de Ghermandi *et al.* (2010), nous avons toutefois utilisé une version plus récente du « World Penn Table », soit la version 7.1. Ceux-ci ayant utilisé la version 6.2.

étude comme étant des valeurs marginales. Cette distinction a également été faite dans les études de Ghermandi *et al.* (2010) et de Brander *et al.* (2006). Enfin, la valeur économique en US\$ PPA par hectare a été transformée en logarithme naturel.

Dans les tableaux 1, 2 et 3, sont exprimées les valeurs moyennes en \$US 2003 PPA/ha/an ainsi que les écarts type de notre base de données d'après les caractéristiques suivantes : le continent, le climat et enfin, selon les méthodes d'évaluation économique.

**Tableau 1 : Valeurs moyennes par continent**

Continent	Nb d'obs.	Valeur en \$US 2003 PPA/ha/an	
		Moyenne par sous-échantillons	Écart-type
Afrique	2	13.20 \$	4.95 \$
Amérique du Nord	29	125 556.08 \$	281 042.16 \$
Asie	21	47 134.94 \$	167 726.14 \$
Europe	34	28 792.73 \$	45 630.54 \$
Océanie	20	6 127.03 \$	9 049.23 \$

**Tableau 2 : Valeurs moyennes selon le climat**

Climat	Nb d'obs.	Valeur en \$US 2003 PPA/ha/an	
		Moyenne par sous-échantillons	Écart-type
Boréal	2	1 937.36 \$	1 784.55 \$
Subtropical	54	24 990.37 \$	111 931.61 \$
Tempéré	34	100 950.62 \$	228 614.69 \$
Tropical	16	59 175.24 \$	191 872.62 \$

**Tableau 3 : Valeurs moyennes selon la méthode utilisée**

Méthode	Nb d'obs.	Valeur en \$US 2003 PPA/ha/an	
		Moyenne par sous-échantillons	Écart-type
Choix expérimentaux	36	88 399.00 \$	222 237.26 \$
Évaluation contingente	48	52 341.78 \$	162 134.71 \$
Prix de marché	5	485.67 \$	766.47 \$
Fonction de production et revenus nets	4	693.73 \$	1 138.59 \$
Coût de remplacement	4	5 219.10 \$	5 471.18 \$
Coûts de transport	10	1 164.03 \$	2 252.97 \$

Ces trois tableaux illustrent les différences de valeurs retrouvées dans les données de la méta-analyse. Il importe toutefois de demeurer prudent dans l'interprétation de ces nombres, car pour certaines catégories, le nombre de données est très petit et les variations observées entre les catégories peuvent être dues à d'autres variables pour lesquelles de simples statistiques sommaires comme celles-ci ne corrigent pas les valeurs. Il est aussi possible de remarquer qu'il y a beaucoup de variabilité dans les valeurs de la base de données, ce qui s'observe par les très grands écarts-types.

Les valeurs changent beaucoup d'un continent ou d'un climat à l'autre et on observe les valeurs les plus élevées en Amérique du Nord et dans les zones tempérées. Pour ce qui est des méthodes, les méthodes de préférences exprimées semblent générer des valeurs plus importantes que les méthodes de préférences révélées. Cela peut s'expliquer par le fait que ces dernières ne permettent pas d'intégrer les valeurs de non-usage qui peuvent cependant représenter une portion importante de la valeur totale (se référer à la partie 1 du guide pour les distinctions entre les valeurs d'usage et de non-usage).

Les variables explicatives retenues dans le processus de modélisation sont décrites en détail dans le **Tableau 4**. Elles sont divisées en 4 catégories soit les services du milieu humide, le type de milieu humide, les caractéristiques géographiques, les caractéristiques socio-économiques et le type d'évaluation.

Les variables « taille » ainsi que « PIB par habitant » sont deux variables continues qui, dans les méta-analyses antérieures (Ghermandi *et al.*, (2010); Brander *et al.*, (2006)), se révèlent être significatives.<sup>9</sup> Dans la **Figure 1**, il est possible d'observer la relation entre **Figure 1**

---

<sup>9</sup> Nous avons deux tailles différentes pour certaines études de la banque de données qui étudient la valeur économique des BSE d'un MH associé à une variation de la taille de celui-ci. La variation de taille a servi à diviser la valeur économique totale des BSE du MH alors que la taille totale a été utilisée comme variable explicative. En effet, nous jugeons plus pertinent de considérer que la valeur économique pour chaque hectare d'augmentation de MH dépend de la taille totale d'un MH. Plus la taille totale d'un MH est grande, moins l'intérêt de la population à augmenter davantage sa superficie sera fort.

**Tableau 4 : Descriptif des variables explicatives**

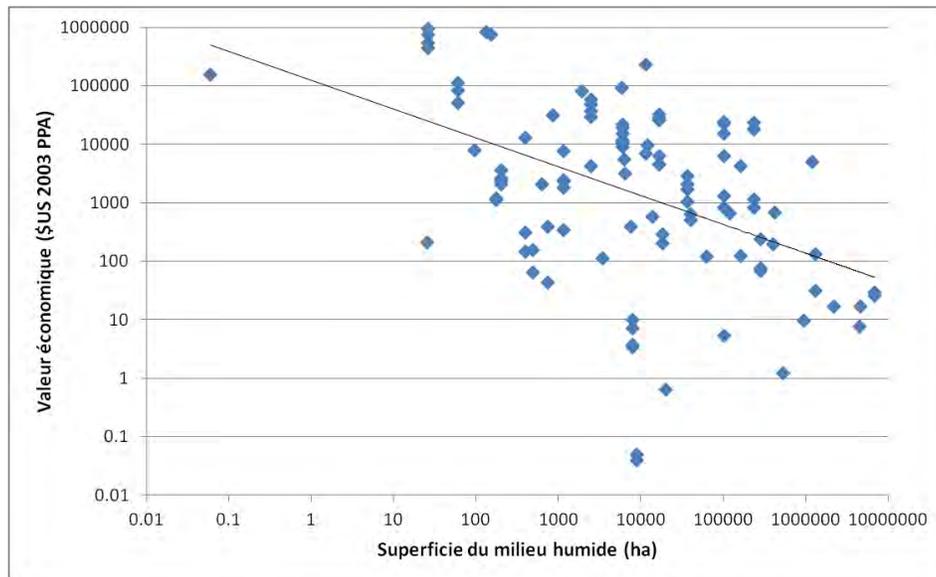
Catégorie	Nom de la variable	Moyenne (écart-type)	Description sommaire
<i>Services du milieu humide</i>	Biodiversité et habitat	0,72 (0,45)	MH possédant une biodiversité et un habitat naturel particulier.
	Filtration des sédiments (attribut)	0,25 (0,43)	Évaluation de la valeur économique de la filtration de l'eau du MH ou de la VAP pour un changement dans la qualité de l'eau.
	Gestion des crues (attribut)	0,15 (0,36)	Évaluation de la valeur économique du MH liée à son rôle de gestion ou rétention des crues face aux inondations/tempêtes ou de la VAP pour ce service.
	Activités commerciales	0,32 (0,47)	MH permet des activités commerciales qui sont soit la pêche commerciale, la chasse ou l'élevage de canards.
<i>Type de milieu humide</i>	Créé par l'homme	0,03 (0,17)	MH n'est pas naturel, il est construit par l'homme.
	Isolé	0,03 (0,17)	MH est isolé.
	Complexe	0,44 (0,50)	MH est un complexe.
<i>Caractéristiques géographiques</i>	Agricole *	45,30 (25,19)	% de dominance du territoire dans un rayon de 10 km autour du MH qui est agricole
	Urbain *	13,61 (11,4)	% de dominance du territoire dans un rayon de 10 km autour du MH qui est urbain
	In taille du milieu humide	8,97 (3,30)	Logarithme des tailles des milieux humides en hectares.
<i>Caractéristique socio-économique</i>	In PIB par habitant**	9,85 (0,80)	Logarithme du PIB par habitant en \$US 2003 PPA.
<i>Type d'évaluation</i>	Marginal	0,31 (0,47)	Valeur économique du MH a été déterminée à la marge d'un changement.
	Médiane ***	0,03 (0,17)	La valeur économique est une médiane.
	Préférences exprimées	0,79 (0,41)	L'étude est soit une évaluation contingente, soit un choix expérimental.

\* Pour les données qui n'étaient pas disponibles, nous avons fait un premier travail en utilisant la moyenne de la colonne.

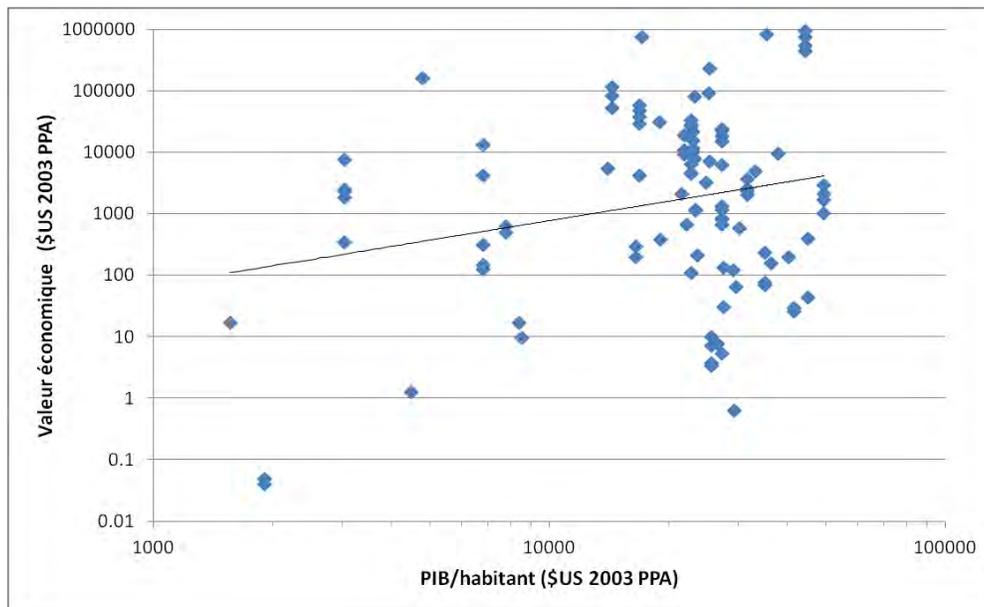
\*\* Déterminée au niveau national excepté pour les études canadiennes et américaines où la valeur est déterminée par province ou État.

\*\*\* 50% des répondants ont répondu une valeur plus basse et 50% des répondants ont répondu une valeur plus élevée que la médiane.

**Figure 1 : Relation entre la valeur économique et la superficie totale du MH évalué**



**Figure 2 : Relation entre la valeur économique et le PIB par habitant**



## Méthodologie

Le modèle de base de la méta-régression est spécifié de la façon suivante :

$$\ln Y_i = a + b_{SERV} X_{SERV_i} + b_{MH} X_{MH_i} + b_{GEO} X_{GEO_i} + b_{ECO} X_{ECO_i} + b_{Type} X_{Type_i} + u_i \quad (1)$$

où la variable dépendante  $Y$  est la valeur en \$US 2003 PPA/ha/an, tel que présenté à la section précédente.  $a$  est une constante,  $X_{SERV_i}$  est une matrice de variables incluant les 4 services retenus dans notre modélisation (la régulation des débits de crues, la filtration des sédiments, le support d'habitats fauniques pour la biodiversité ainsi que les services reliés aux activités commerciales),  $X_{MH_i}$  est une matrice représentant les caractéristiques du MH à savoir s'il est isolé ou en complexe ainsi que s'il a été créé par l'homme,  $X_{GEO_i}$  est une matrice représentant les caractéristiques géographiques du MH,  $X_{ECO_i}$  est un vecteur avec les données des PIB par habitant transformés en \$US 2003 PPA,  $X_{Type_i}$  est une matrice de contrôle avec deux variables dichotomiques associées avec le type de valeurs obtenues, soit si la valeur économique d'un hectare de MH était marginale ou médiane, ainsi qu'une variable dichotomique associée avec le fait que l'étude a été réalisée à l'aide d'une méthode de préférences exprimées. Enfin, les termes d'erreur  $u_i$  représentent les éléments non expliqués dans la modélisation. L'indice  $i$  est inscrit pour spécifier les 106 observations de notre banque de données.

## Résultats économétriques

Les résultats obtenus dans le modèle d'estimation<sup>10</sup> retenu sont présentés dans le tableau 5. L'ensemble des signes des différents coefficients des variables associées aux services des MH sont positifs et significatifs à un seuil de 90 %, excepté la variable « filtration de l'eau ». Concernant les types de MH, nous retrouvons le même résultat que Ghermandi *et al.* (2010) à l'effet que les MH construits par l'homme ont une valeur plus élevée que les milieux naturels, tel que mentionné précédemment. D'autre part, les MH en complexe ont un coefficient positif et non significatif alors que le coefficient associé aux MH isolés est négatif et non significatif. Concernant les caractéristiques géographiques, le pourcentage de dominance du territoire en terres agricoles a un coefficient négatif et non-significatif et le coefficient associé avec le pourcentage du territoire en terres urbaines est positif et non-significatif<sup>11</sup>. Dans le premier cas, ceci peut s'expliquer par le fait que les MH se révèlent souvent être contraignants pour les agriculteurs et que certains agriculteurs y accordent peu de valeur. Une autre façon d'interpréter ce résultat est que, l'existence des activités agricoles fait baisser la valeur

---

<sup>10</sup> Dans le contexte d'une méta-analyse, l'hétéroscédasticité (existence d'une différence entre les variances) dans les données est fréquemment observée. Afin de contrer ce problème, nous avons utilisé une régression des moindres carrés ordinaires avec les estimateurs d'Huber-White Sandwich (Huber (1967); White (1980)) pour la variance. Les tests effectués soutiennent la normalité dans les erreurs du modèle. Nous nous sommes également assurés qu'il n'y ait pas de colinéarité dans le modèle.

<sup>11</sup> Comme nous avons utilisé la moyenne de l'ensemble des variables pour ces deux indicateurs, cela pourrait potentiellement biaiser les significativités statistiques et c'est pourquoi nous comptons sur un travail prochain en géomatique pour compléter la banque des données.

des BSE fournis par les MH. En ce qui concerne le pourcentage de dominance du territoire en terres urbaines, il est probable qu'à cause d'une proximité géographique à des milieux urbains ou périurbains, les gens tendent à accorder plus de valeur au MH en raison d'un effet de rareté ou d'une possibilité de disparition (voir Ghermandi *et al.* (2010) pour plus d'explications).

**Tableau 5 : Résultats du modèle économétrique de méta-régression**

Catégorie	Variables	Coeff.	Écart-type	Valeur-p	Intervalle de confiance à 95%	
Services du milieu humide (ou fonctions) ( $X_{SERV}$ )	Biodiversité et habitat	1,584	0,920	0,089	-0,243	3,411
	Filtration de l'eau (attribut)	0,893	0,649	0,173	-0,397	2,182
	Gestion des crues (attribut)	1,485	0,873	0,092	-0,249	3,219
	Activités commerciales	1,899	0,696	0,008	0,516	3,281
Type de milieu humide ( $X_{MH}$ )	Créé par l'homme	2,505	1,069	0,021	0,382	4,628
	Isolé	-0,856	1,698	0,615	-4,228	2,516
	Complexe	0,868	0,579	0,138	-0,283	2,019
Caractéristiques géographiques ( $X_{GEO}$ )	Agricole	-0,019	0,012	0,118	-0,043	0,005
	Urbain	0,007	0,025	0,788	-0,042	0,056
	In taille du milieu humide	-0,560	0,070	0,000	-0,699	-0,420
Caractéristique socio-économique ( $X_{ÉCO}$ )	In PIB par habitant	1,291	0,544	0,020	0,210	2,372
Type d'évaluation ( $X_{Type}$ )	Marginal	1,484	0,529	0,006	0,432	2,535
	Médiane	3,004	1,252	0,018	0,518	5,490
	Préférences exprimées	1,087	0,845	0,202	-0,592	2,766
	Constante	-3,668	5,312	0,492	-14,219	6,884
Nombre d'observations		106				
$R^2$		0,531				

Quant à la variable de la taille du MH, son coefficient est négatif et significatif. La logique associée avec un coefficient négatif est la suivante : plus le MH est grand, moins les individus accordent de valeur à l'hectare (rappelons-nous que la variable dépendante est la valeur économique du MH par hectare). Prenons par exemple deux MH ayant toutes les mêmes caractéristiques excepté la taille. La valeur économique totale du MH plus grand sera plus élevée, toutefois la valeur à l'hectare sera plus élevée pour le MH plus petit. Ce qui revient à dire que la valeur accordée à un MH est marginalement décroissante en fonction de la taille de celui-ci. Ce résultat est cohérent avec ce qu'on retrouve dans la littérature (Ghermandi *et al.* (2010); Brander *et al.* (2006); Woodward et Wui (2001)). Ensuite, le coefficient associé à la variable du logarithme du PIB par habitant est positif et significatif. Les biens et services environnementaux s'avèrent être des biens normaux et donc, un revenu plus élevé concorde avec une plus grande volonté à payer pour ledit bien ou service. De plus, les variables dichotomiques associées avec des caractéristiques de valeurs marginales et de valeurs médianes sont

toutes deux positives et significatives. Pour terminer, le coefficient associé avec la variable dichotomique des études de préférences exprimées est positif et non-significatif. Nous avons choisi de garder cette variable car les préférences exprimées sont des méthodes qui déterminent une valeur économique d'usage et de non-usage aux BSE au contraire des autres types de méthodes qui n'évaluent que la valeur d'usage. Il est également possible de constater dans le **Tableau 3** de la section sur la description des variables que les valeurs associées avec ces méthodes dans notre banque de données sont bel et bien supérieures aux valeurs obtenues par les autres méthodes.

Nous avons privilégié le choix d'utiliser la variable des préférences exprimées à celui d'inclure l'ensemble des variables dichotomiques associées avec chacune des méthodes pour deux raisons principales. La première est que chacun des coefficients de ces variables n'était pas significativement différent de zéro. Ce résultat est cohérent avec Ghermandi *et al.* (2010). Toutefois, Woodward et Wui (2001) ont trouvé des coefficients significatifs et positifs pour les méthodes de coût de remplacement ainsi que les prix hédoniques alors que Brander *et al.* (2006) ont mentionné un coefficient positif pour l'évaluation contingente. La deuxième raison est que cela permet de maintenir un plus grand nombre de degrés de liberté.

Le Tableau 6 présente les coefficients obtenus avec la présente méta-analyse de même que ceux obtenus pour quatre autres méta-analyses portant sur la valeur économique des BSE associés aux MH. Il faut toutefois interpréter cette comparaison avec prudence, car la variable dépendante ainsi que le type de modèle varient d'une étude à l'autre. Il est donc surtout intéressant de comparer les coefficients qui ressortent statistiquement significatifs de même que le signe des coefficients. Ainsi, un coefficient positif signifie qu'une augmentation de la variable en question fait augmenter la valeur économique, alors que c'est l'inverse pour un coefficient négatif.

**Tableau 6 : Comparaison des coefficients et des écarts-types estimés pour plusieurs variables explicatives dans plusieurs méta-analyses portant sur la valeur des BSE des MH (\*\* signifie que la valeur de p<0,05 et \* que p<0,10)**

	Notre étude	Ghermandi <i>et al.</i> (2010)	Brander <i>et al.</i> (2006)	Woodward et Wui (2001)	Brouwer <i>et al.</i> (1999)
Région	Diversifié géographiquement	Diversifié géographiquement	La plupart des régions du monde.	Amérique du Nord et Europe	Régions tempérées
n	106	416	202	65	92
Nombre d'études	51	170	80	39	30
R <sup>2</sup> ajusté	0,519	0,44	0,45	0,582	0,38
<b>Variable expliquée</b>	Valeur par ha par an en \$US de 2003 (ln)	Valeur par ha par an en \$US (ln)	Valeur par ha par an en \$US de 1995 (log)	Valeur par acre en \$US de 1990 (ln)	VAP par personne en droits de tirage spéciaux (PPA de 1990)

<b>Variables explicatives<sup>22</sup></b>										
<b>BSE</b>	<b>Coeff.</b>	<b>ÉT</b>	<b>Coeff.</b>	<b>ÉT</b>	<b>Coeff.</b>	<b>ÉT</b>	<b>Coeff.</b>	<b>ÉT</b>	<b>Coeff.</b>	<b>ÉT</b>
Filtration des sédiments	0,893	0,649	0,727**	0,332	0,63	0,74	0,737	0,75	0,659**	0,327
Gestion des débits de crues	1,485*	0,873	0,432	0,329	0,14	0,55	0,678	0,77	1,134*	0,456
Habitat pour la biodiversité	1,584*	0,920	1,143	0,330	0,06	0,81	0,427	0,59	-	-
Pêche et chasse commerciale	1,899**	0,696	0,266	0,253	-0,03	0,35	Pêche commerciale 1,360 1,01		-	-
<b>Caractéristiques</b>										
PIB par habitant	1,291**	0,544	0,358**	0,110	1,16**	0,46	-	-	-	-
Milieu urbain	0,007	0,025	-	-	1,11**	0,48	-	-	-	-
Taille du milieu humide	-0,560**	0,070	-0,234**	0,040	-0,11**	0,05	-0,286**	0,11	-	-
Milieu fabriqué par l'homme	2,505**	1,069	1,023**	0,403	-	-	-	-	-	-
<b>Type d'étude</b>										
Valeur marginale	1,459**	0,577	0,713**	0,338	0,95**	0,48	-	-	-	-

<sup>22</sup> Certaines variables explicatives n'étaient pas exactement les mêmes dans les différentes études, toutefois, le sens accordé au signe du coefficient peut s'interpréter de la même façon.

## Étude de cas : les BSE des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour

### *Transferts de bénéfices à l'aide de la méta-analyse*

La réalisation de la méta-analyse permet d'identifier et de déterminer dans quelle ampleur certaines caractéristiques des MH influencent la valeur économique des BSE produits par ceux-ci. Une fois le modèle de méta-analyse développé, il est par la suite possible de réaliser des transferts de bénéfices, ou de résultats, à partir des paramètres estimés dans la méta-régression ainsi que des caractéristiques particulières des BV de la rivière Yamaska et de la rivière Bécancour. Il est important de spécifier que notre travail de transfert de bénéfices ne s'est pas seulement réalisé sur une base agrégée des valeurs des BV. En effet, notre étude a également permis de déterminer des valeurs pour les MH de chaque sous-bassin versant, qui forme une aire de 50 km<sup>2</sup>, ainsi que de chaque micro-bassin versant, qui forme une aire de 10 km<sup>2</sup>. La totalité des sous-bassins versants ainsi que la totalité des micro-bassins versants forment la totalité des territoires des BV. Cette division du territoire est celle réalisée et utilisée dans le cadre du projet de Richard Fournier sur lequel porte cette étude de cas. Enfin, cet exercice a été réalisé pour les données associées aux territoires pour les années 1984 ainsi que 2011. Toutefois, il ne sera question dans la présente étude de cas que des résultats obtenus avec les données de 2011 pour de simples raisons de synthèse.

Dans cette section, nous présentons d'abord sur quelles bases méthodologiques nous avons effectué le transfert de bénéfices. Nous poursuivrons en donnant quelques exemples sur les impacts de la méthodologie sur les valeurs économiques des BSE des MH. Par la suite, nous présenterons différentes valeurs au niveau agrégé des BV puis, nous présenterons également différentes valeurs au niveau désagrégé, soit au niveau des sous-bassins versants.

Tel que présenté à la section sur la méthodologie, la variable expliquée a été transformée en logarithme dans le modèle de régression retenu. Or, afin de pouvoir réaliser un transfert de bénéfices, il est nécessaire de passer d'une forme logarithmique (équation 2) à une forme non logarithmique (équations 3 et 4) pour que la valeur par hectare (Y) soit en valeur simple.

$$\ln Y_i = a + b_{SERV} X_{SERVi} + b_{MH} X_{MHi} + b_{GEO} X_{GEOi} + b_{ÉCO} X_{ÉCOi} + b_{Type} X_{Typei} \quad (2)$$

Pour enlever le logarithme, nous devons prendre l'exposant du membre de gauche ainsi que l'exposant du membre de droite (équation 3).

$$\exp(\ln Y_i) = \exp(a + b_{SERV} X_{SERVi} + b_{MH} X_{MHi} + b_{GEO} X_{GEOi} + b_{ÉCO} X_{ÉCOi} + b_{Type} X_{Typei}) \quad (3)$$

Ce qui revient à mentionner que :

$$Y_i = \exp(a) * \exp(b_{SERV} X_{SERVi}) * \exp(b_{MH} X_{MHi}) * \exp(b_{GEO} X_{GEOi}) * \exp(b_{ÉCO} X_{ÉCOi}) * \exp(b_{Type} X_{Typei}) \quad (4)$$

À l'aide de l'équation 4, il est ainsi possible de débiter le travail de transferts de bénéfices. La façon de procéder est de remplacer les valeurs de  $X$  par les valeurs associées aux deux BV étudiés afin de trouver une valeur  $Y^{23}$ , soit la valeur économique des MH par hectare. Nous exposons ici la démarche utilisée pour déterminer la valeur de chacune des variables  $X$ .

Nous imposons tout d'abord les valeurs des  $X_{SERVi}$  à 1 en ce qui concerne la filtration des sédiments, la régulation des débits de crues et le support d'habitats fauniques pour la biodiversité, ce qui signifie que nous considérons dans notre étude la valeur potentielle des milieux humides de Yamaska et Bécancour avec l'existence de ces caractéristiques. La valeur ainsi obtenue illustre en effet le coût d'opportunité à assumer dans le cas de disparition des milieux humides ou la valeur économique maximale à atteindre dans le cas d'amélioration.

Considérons que les MH des BV de la Yamaska et de la Bécancour ne présentent pas d'activités commerciales (pêche commerciale, chasse commerciale, élevage de canards commercial), ainsi la variable des activités commerciales est fixée à 0. En ce qui concerne les types de MH ( $X_{MHi}$ ), aucun n'a été construit par l'Homme dans les deux cas étudiés, ce qui confère à la variable MH créé par l'Homme la valeur de 0. D'autre part, l'équipe de géomatique nous a fourni les pourcentages de MH isolés et le pourcentage de MH en complexe sur le nombre total de MH. Ces données ont été réalisées à trois niveaux, soit au niveau agrégé du bassin versant ainsi qu'aux niveaux désagrégés des sous-bassins versants et des micro-bassins versants. Les caractéristiques géographiques  $X_{GEOi}$  ont également été fournies par l'équipe de géomatique, soit le pourcentage de dominance du territoire en terres agricoles et urbaines et qui ont été exprimées selon les trois niveaux d'échelles présentées ci-haut, ainsi que la taille des MH. Pour ce qui est de cette dernière variable, dans les trois cas étudiés, nous avons utilisé la taille totale en MH du bassin versant<sup>24</sup>. La variable  $X_{ÉCOi}$  est définie sur la base des régions des deux BV. Ainsi, dans le BV de la rivière Yamaska, nous avons utilisé le revenu personnel par habitant de la Montérégie pour l'année 2010 de l'Institut de la statistique du Québec<sup>25</sup> alors que pour le BV de la rivière Bécancour, nous avons utilisé une moyenne pondérée de Chaudière-Appalaches et du Centre-du-Québec en fonction de la répartition du territoire dans les deux régions<sup>26</sup>. Nous avons également déterminé le PIB par habitant pour l'année 1984 toutefois, les données par région administrative au Québec n'existaient pas avant 1997 et c'est pourquoi nous avons utilisé le PIB par habitant du Québec de 1984 pour les deux BV. Pour terminer, la matrice  $X_{Typei}$ , qui est composée des trois variables dichotomiques représentant le fait que la valeur économique est une valeur marginale, une valeur médiane ou bien provient d'une étude de préférences exprimées, a été utilisée de différentes façons en fonction des paramètres de

---

<sup>23</sup> Ainsi, nous avons utilisé les coefficients associés à certaines variables qui ne sont pas significatives à un seuil de 10 % telles que le pourcentage de milieux isolés, le pourcentage de dominance du territoire en terres urbaines et la gestion des crues.

<sup>24</sup> Cette procédure est basée sur le fonctionnement même de notre banque de données dans laquelle certaines études s'attardaient à un MH donné dans une région particulière et pour laquelle nous avons utilisé à titre de variable explicative la taille totale des milieux humides de la région.

<sup>25</sup> Les données de 2011 n'étaient pas encore disponibles lorsque nous avons rédigé ce rapport.

<sup>26</sup> Nous sommes conscients que cette approximation est imparfaite, car ce n'est pas parce qu'une partie d'un territoire de BV est incluse dans une région que le PIB par habitant de cette région représente bien le PIB du territoire. Toutefois, nous avons tout de même fait quelques vérifications en lien avec la densité de la population afin de ne pas considérer dans notre estimation une région sur le territoire d'un BV qui n'aurait aucune ou très peu de population.

comparabilité souhaités. Dans un premier temps, nous avons utilisé la moyenne de la banque de données car ces variables agissent à titre de variables de contrôle dans notre régression. Dans un deuxième temps et à titre de comparaison pour la section sur le transfert de bénéfices, nous avons procédé d'une autre façon qui sera expliquée ultérieurement.

Comme on peut le constater dans l'équation 4, le résultat de la valeur totale est dépendant des autres valeurs et ne peut être isolé. Afin de bien illustrer ce concept, nous présentons ici un exemple simplifié dans lequel nous comparons deux cas. Supposons que l'ensemble des caractéristiques de chacun des MH des BV de Yamaska et de Bécancour ait les mêmes caractéristiques, excepté le PIB par habitant qui est plus élevé dans le bassin versant de la Yamaska que dans celui de Bécancour. Si, pour les deux BV, nous avons exactement les mêmes services environnementaux, nous ne pouvons pas dire que la valeur des services environnementaux est la même dans les deux BV. En effet, comme le coefficient associé avec la variable du PIB par habitant est positif, la valeur des BSE du BV de la Yamaska sera plus élevée que dans le BV de Bécancour, car dans ce premier, la population a un revenu plus élevé et a ainsi plus de « revenu disponible » pour les BSE. Autrement dit, les valeurs économiques associées aux BSE ne sont pas seulement dépendantes du fait que les BSE soient présents ou qu'ils ne soient pas présents, mais plutôt du fait que leurs valeurs seront modifiées en fonction des différentes caractéristiques de chaque MH ou d'un ensemble de MH. Ainsi, cet exemple simplifié permet d'illustrer le fonctionnement du transfert de bénéfices : certaines caractéristiques vont venir augmenter la valeur totale du MH et d'autres vont venir la diminuer dépendamment des signes des coefficients. Puisque les différentes caractéristiques vont toutes être multipliées, c'est le cumul des différentes forces à l'œuvre qui nous permettra d'obtenir une valeur finale à l'hectare. Ceci est également illustré dans les Tableaux 7 et 8.

Dans le **Tableau 6**, nous comparons comment la valeur économique des MH change selon les services écologiques apportés par les MH. Ainsi, nous passons graduellement d'un MH sans aucun des trois services écologiques analysés, à un seul service, puis deux services et enfin, trois services. Dans la première colonne sont présentées les valeurs à l'hectare selon les données moyennes de notre méta-analyse, puis dans les colonnes suivantes sont présentées à titre de comparaison les valeurs des BV de la Yamaska et de la Bécancour.

La valeur économique est plus basse dans les cas des BV des rivières Yamaska et Bécancour car on n'y retrouve pas d'activités commerciales dans les MH, ni de MH artificiels : deux caractéristiques qui augmentent significativement la valeur des MH. De plus, les deux BV du Québec possèdent un pourcentage de MH isolés beaucoup plus grand que ce que l'on retrouve dans notre banque de données de méta-analyse et selon notre estimation, les MH isolés ont moins de valeur. Enfin, la taille totale des MH qui se trouve dans les deux BV est plus grande que la taille moyenne de notre banque de données. Une des raisons qui explique une valeur par hectare plus basse pour le BV de la rivière Bécancour est le fait que le PIB/habitant y est plus bas que dans le BV de la Yamaska. Une autre raison est que la taille totale des MH du BV de Bécancour est plus grande que celle du BV de la Yamaska.

**Tableau 6 : Comparaison des valeurs/ha/an en fonction des données moyennes de la méta-analyse, du BV de la Yamaska et du BV de la Bécancour.**

	\$CAN 2010		
	Méta-analyse	Extrapolations	
		Yamaska	Bécancour
Aucun	405 \$	106 \$	80 \$
Biod.	1 971 \$	519 \$	391 \$
Filtr.	988 \$	260 \$	196 \$
Rég.	1 786 \$	470 \$	354 \$
Biod. + Filtr.	4 813 \$	1 266 \$	955 \$
Biod. + Rég.	8 704 \$	2 290 \$	1 727 \$
Filtr. + Rég.	4 361 \$	1 147 \$	865 \$
<b>Biod. + Filtr. + Rég.</b>	<b>21 251 \$</b>	<b>5 591 \$</b>	<b>4 216 \$</b>

Abréviation	BSE
Biod.	Support d'habitats fauniques pour la biodiversité
Filtr.	Filtration des sédiments
Rég.	Régulation des débits de crues

Dans le **Tableau 7**, les valeurs économiques par hectare de MH sont représentées en fonction des services rendus, mais également en fonction de certaines caractéristiques géographiques, soit le pourcentage du territoire en terres agricoles et en terres urbaines, ainsi qu'en fonction du type de MH (complexe ou isolé). Les variables associées au territoire ont été fixées soit à la moyenne du BV de la Yamaska, soit à 0 %. Cet exercice permet de mieux comprendre les variations entre les différentes valeurs à l'hectare de MH. Ainsi, en fonction de nos résultats économétriques et de notre procédure de transfert de bénéfices, le MH complexe aurait une valeur plus élevée que le MH isolé alors qu'un MH dont le pourcentage élevé en terres agricoles dans un rayon de 10 km aurait une valeur plus basse. De plus, ce tableau permet de conclure qu'une baisse dans le pourcentage de terres agricoles permettrait aux MH d'un certain BV d'avoir plus de valeur, ce qui peut s'interpréter par le fait que les BSE fournis par ceux-ci seront mieux rendus dans une situation avec moins d'agriculture que dans une situation avec plus d'agriculture.

**Tableau 7 : Comparaison de différents cas dans le bassin versant de la Yamaska, à l'aide de la moyenne du stock et des données de 2011.**

	<b>Agricole = 44,31 %, Urbain = 7,29 %</b>		<b>Agricole = 0 %, Urbain = 7,29 %</b>		<b>Agricole = 0 %, Urbain = 0 %</b>	
	Cas 1	Cas 2	Cas 3	Cas 4	Cas 5	Cas 6
	Complexe	Isolé	Complexe	Isolé	Complexe	Isolé
Aucun	330 \$	59 \$	748 \$	133 \$	713 \$	127 \$
Biod.	1 607 \$	287 \$	3 647 \$	650 \$	3 475 \$	620 \$
Filtr.	805 \$	144 \$	1 827 \$	326 \$	1 741 \$	311 \$
Rég.	1 456 \$	260 \$	3 305 \$	589 \$	3 149 \$	562 \$
Biod. + Filtr.	3 923 \$	700 \$	8 904 \$	1 588 \$	8 484 \$	1 513 \$
Biod. + Rég.	7 094 \$	1 265 \$	16 102 \$	2 872 \$	15 343 \$	2 736 \$
Filtr. + Rég.	3 554 \$	634 \$	8 068 \$	1 439 \$	7 687 \$	1 371 \$
<b>Biod. + Filtr. + Rég.</b>	<b>17 319 \$</b>	<b>3 089 \$</b>	<b>39 313 \$</b>	<b>7 011 \$</b>	<b>37 459 \$</b>	<b>6 680 \$</b>

Les différents cas exposés jusqu'à maintenant ont permis d'observer différentes valeurs moyennes à l'échelle des BV. Pour compléter ces valeurs, nous allons maintenant présenter des résultats tirés de notre extrapolation réalisée à partir des sous-bassins versants de la Yamaska et de la Bécancour, soit la division du territoire en aire de 50 km<sup>2</sup>, tel que mentionné au début de cette section. Cette analyse est particulièrement importante pour l'équipe de Richard Fournier car les interventions sont établies à cette échelle. De plus, soulignons que l'utilisation de données moyennes dans l'élaboration de valeurs pour un BV cache les variabilités des données des sous-bassins versants. En effet, tel qu'illustré dans le tableau 8, les différents sous-bassins versants ont chacun leurs caractéristiques propres, soit au niveau du pourcentage de MH isolés et complexes ainsi que le pourcentage de dominance du territoire en terres agricoles et en terres urbaines. C'est grâce à cette variabilité que nous pouvons estimer différentes valeurs économiques. Ainsi, il a été possible d'estimer une valeur totale de 180 734 998 \$ pour l'ensemble du bassin versant de la Yamaska et une valeur totale de 138 824 932 \$ pour l'ensemble du bassin versant de la Bécancour. Les valeurs moyennes sont respectivement de 9 602 \$ et de 5 259 \$.

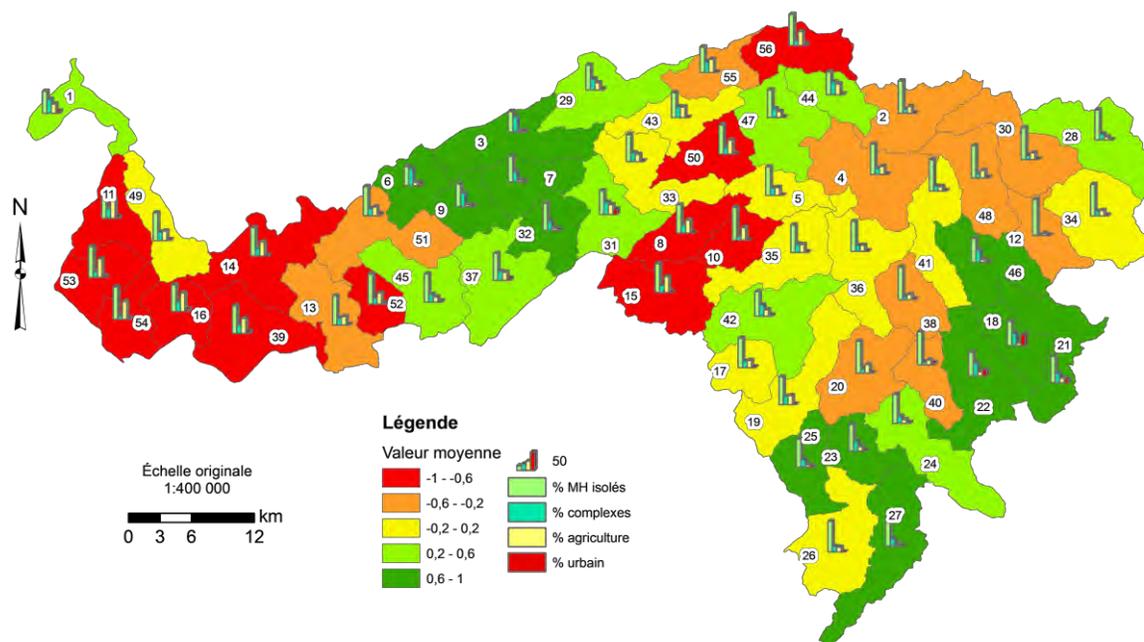
Dans les Figures 3, 4, 5 et 6, il est possible d'observer le travail de cartographie réalisé par l'équipe de géomatique. Dans les figures 3 et 4, on retrouve les valeurs économiques par hectare normalisées pour les BV (2011) et segmentées en quantile. La couleur rouge représente les MH ayant la plus petite valeur à l'hectare.

**Tableau 8 : Statistiques descriptives et valeurs économiques calculés à partir des sous-bassins versants**

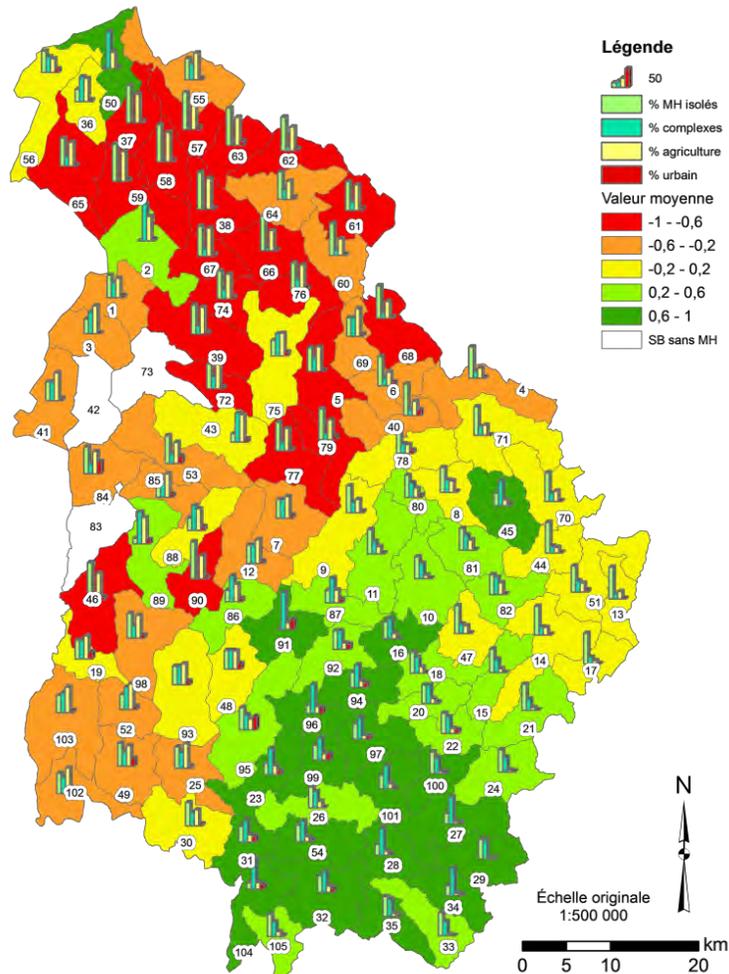
		2011			
Nom du BV		Yamaska		Bécancour	
Nombre de MH		3168		4990	
Nombre de SB		105		56	
Taille des MH (ha)	Totale	18785		27864	
	Moyenne (ÉT)	5,93	(20,16)	5,58	(22,90)
% complexe	Moyenne (ÉT)	39,47*	(23,82)	22,28	(9,41)
% isolé	Moyenne (ÉT)	57,68*	(24,88)	77,72	(9,41)
% agricole	Moyenne (ÉT)	42,14	(25,08)	22,04	(13,10)
% urbain	Moyenne (ÉT)	7,16	(6,26)	3,56	(4,78)
Valeur économique (\$CAN 2010)		180 734 998 \$		138 824 932 \$	
	Moyenne	9 602 \$		5 259 \$	

\* La somme n'est pas égale à 100, car trois SB ne comportent pas de MH.

**Figure 3 : Valeurs à l'hectare et caractéristiques des MH dans les sous-bassins versants de la rivière Bécancour (parcelles de 50 km<sup>2</sup>)**

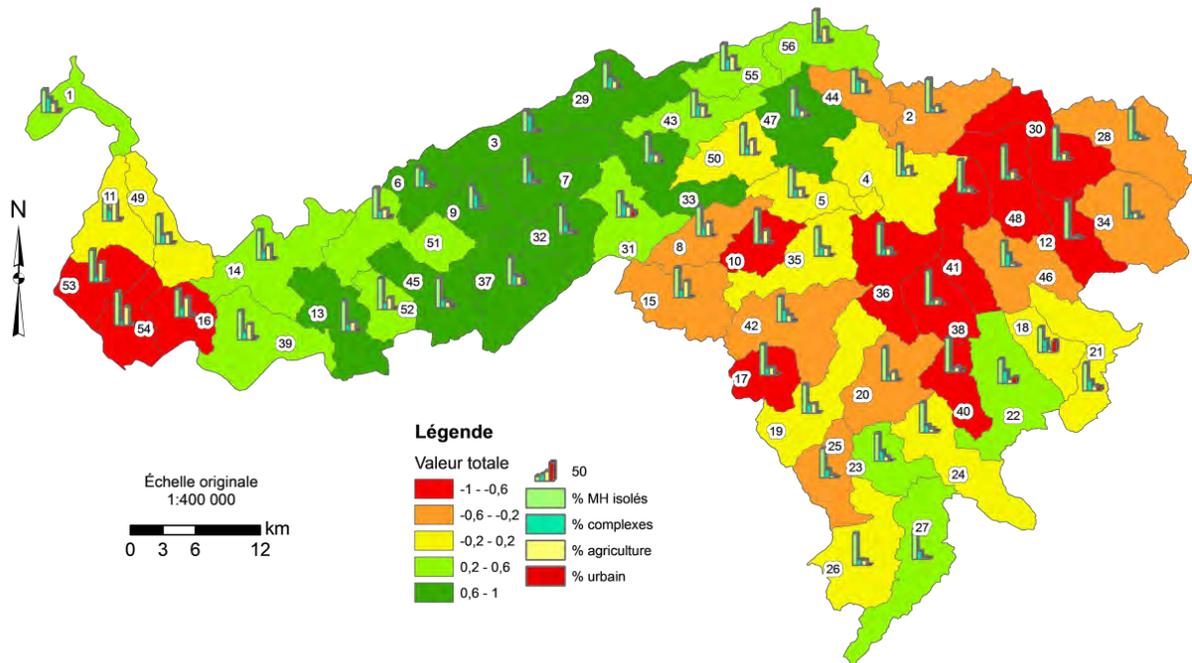


**Figure 4 : Valeurs à l'hectare et caractéristiques des MH dans les sous-bassins versants de la rivière Yamaska (parcelles de 50 km<sup>2</sup>)**



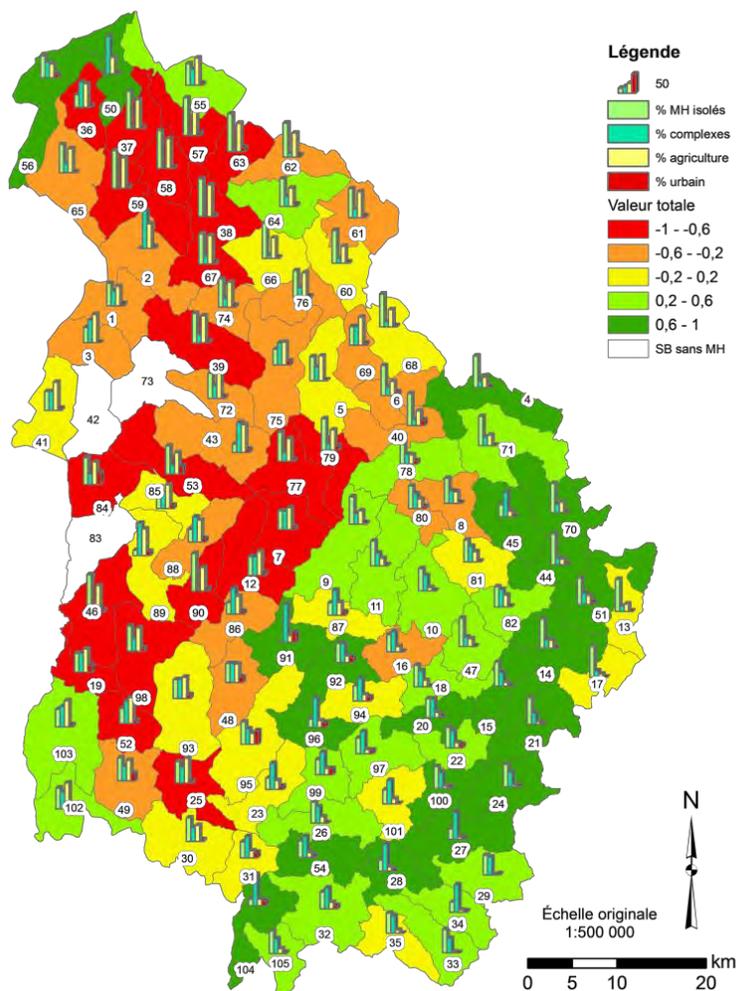
Dans les Figures 5 et 6, sont représentées les valeurs totales, soit les valeurs économiques à l'hectare multipliées par le nombre d'hectares en MH possédé par chaque sous-bassin versant. Évidemment, cela crée certaines différences avec les cartes précédentes puisque même si un sous-bassin versant peut avoir une valeur élevée à l'hectare, si le nombre d'hectares est petit, alors il se peut que la valeur demeure relativement basse par rapport aux autres sous-bassins versants.

**Figure 5 : Valeurs totales et caractéristiques des milieux humides dans les sous-bassins versants de la rivière Bécancour (parcelles de 50 km<sup>2</sup>)**



Pour terminer cette section sur le transfert de bénéfices à l'aide de la méta-analyse, nous souhaiterions discuter de l'influence de la méthode d'évaluation sur les résultats. Ainsi, nous avons modifié les valeurs de la matrice  $X_{Type}$  qui est constituée des trois variables dichotomiques suivantes : les préférences exprimées (sp), la variable marginale et la variable médiane. Nous avons construit trois cas différents représentés dans le Tableau 9. Le premier cas représente la valeur moyenne de milieux humides provenant seulement des études qui utilisent d'autres méthodes que les méthodes de préférences exprimées et par le fait même, ne contiennent que la valeur d'usage. Le deuxième cas représente un cas moyen associé avec la moyenne de notre base de données de méta-analyse où toutes les méthodes d'évaluation sont confondues. Le troisième cas représente une valeur provenant des études de préférences exprimées, qui inclut à la fois la valeur d'usage et la valeur de non-usage, en plus d'être une valeur marginale.

**Figure 6 : Valeurs totales et caractéristiques des milieux humides dans les sous-bassins versants de la rivière Yamaska (parcelles de 50 km<sup>2</sup>)**



**Tableau 9 : Influence du type d'évaluation sur la valeur par hectare d'après les données des BV de la Yamaska et de la Bécancour, ainsi que des données moyennes de la banque de données (valeur par hectare par an, \$CAN 2010)**

Cas	Premier cas	Deuxième cas	Troisième cas
<b>Types de méthodes d'évaluation</b>	Cas 1 : autres méthodes que celles des préférences exprimées	Cas 2 : toutes méthodes confondues (comme dans la banque de données)	Cas 3 : méthodes de préférences exprimées
<b>Yamaska</b>	1 368 \$	5 591 \$	17 879 \$
<b>Bécancour</b>	1 031 \$	4 216 \$	13 480 \$
<b>Méta-analyse</b>	5 198 \$	21 251 \$	67 954 \$

Ici nous supposons que les trois BSE (biodiversité, filtration d'eau et gestion des crues) sont tous présents.

Tel qu'expliqué précédemment, les méthodes des préférences révélées (évaluation contingente et choix expérimentaux) possèdent la caractéristique d'inclure à la fois la valeur d'usage et de non-usage et c'est ce qui explique la valeur plus élevée à l'hectare. On peut considérer la valeur

proposée par les autres méthodes comme une borne inférieure de la valeur économique par hectare et celle proposée par la méthode de préférences exprimées comme la borne supérieure.

### **Comparaison avec d'autres méthodes de transfert de bénéfices**

Dans l'objectif de faire quelques comparaisons, nous présentons dans le Tableau 10 les résultats obtenus à l'aide de deux autres méthodes de transfert de bénéfices, soit le transfert de valeurs avec ajustement et le transfert de fonctions. Les données utilisées pour ces deux autres méthodes de transfert de bénéfices proviennent de l'étude de Pattison *et al.* (2011), l'une des trois études canadiennes incluses dans notre banque de données.<sup>27</sup> Nous avons privilégié cette étude pour réaliser le transfert de bénéfices car la deuxième étude canadienne provient de la littérature grise et la troisième a été réalisée en 1989. Pattison *et al.* (2011) ont réalisé une étude d'évaluation contingente sur la valeur de cinq services des MH du sud du Manitoba (amélioration de la qualité de l'eau, contrôle des inondations, diminution de l'érosion du sol, habitat pour la faune et stockage du dioxyde de carbone atmosphérique). Dans leur étude, les auteurs ont rapporté la valeur de MH de la « Prairie Pothole Region » évalué selon un projet de rétention, soit selon un scénario de conservation des superficies actuelles de MH par rapport à un scénario de dégradation de ceux-ci au même rythme que dans les années précédentes (statu quo). La valeur est donc la VAP annuelle de conserver la superficie actuelle de MH, soit 38 412 ha.

Du fait que l'étude de Pattison *et al.* (2011) est une étude de choix expérimentaux qui mesure une valeur marginale (ou une augmentation de la superficie) de MH, ses résultats sont comparables au troisième cas illustré dans le tableau 10, qui correspond à la borne supérieure de valeur.

Il est intéressant de constater qu'il semble y avoir une convergence dans les valeurs économiques obtenues à l'aide de différentes méthodes de transfert de bénéfices laissant croire que ce sont des valeurs plausibles. Il est ainsi question d'une valeur à l'hectare se situant entre 17 879 \$/ha/an et 18 965 \$/ha/an pour le BV de la Yamaska et d'entre 10 602 \$/ha/an et 14 063 \$/ha/an pour le BV de la Bécancour. Ces différentes valeurs correspondent aux bornes supérieures des valeurs à l'hectare de MH. Même si les deux premières méthodes de transfert de bénéfices n'ont été calculées qu'à partir des valeurs d'une seule étude primaire, les valeurs obtenues sont similaires à celles obtenues à partir de la méta-analyse qui intègre les résultats d'un grand nombre d'études. Cela peut s'expliquer par le fait que les caractéristiques du site et de la population dans l'étude de Pattison *et al.* (2011) sont très similaires à ce qu'on retrouve dans les deux BV étudiés.

---

<sup>27</sup> Cette étude se trouve également dans notre base de données de méta-analyse.

**Tableau 10 : Tableau récapitulatif des valeurs économiques obtenues à l'aide des différentes méthodes de transfert de bénéfices**

Méthode	Valeur économique des BSE (\$CAN 2010/an) <sup>28</sup>			
	BV de la Yamaska		BV de la Bécancour	
	Valeur totale (perte de 995 ha)	Valeur/ha	Valeur totale (perte de 1044 ha)	Valeur/ha
1. Transfert de valeurs ajusté selon la superficie totale de MH*	17,8 M	17 883	14,7 M	14 063
2. Transfert de fonctions*	18,9 M	18 965	11,1 M	10 602
3. Méta-analyse**	17,8 M	17 879	14,1 M	13 480

\* Transferts de bénéfices réalisés à partir de Pattison *et al.* (2011).

\*\* Transfert de bénéfices de la présente étude de cas.

## Discussion et conclusion

Malgré leur faible exigence en terme de collecte de données, les méta-analyses comportent néanmoins plusieurs limites et désavantages. Sans en faire une liste exhaustive, nous souhaitons tout de même en soulever quelques-unes. D'abord, l'utilisation de variables dichotomiques dans la fonction d'estimation de valeur contraste avec la complexité des variables explicatives continues qui expliqueraient probablement une plus grande part de la variabilité dans la VAP si elles étaient mieux prises en compte (Brouwer, 2000). De plus, les méta-analyses dépendent des données disponibles dans chacune des sources primaires, il n'est ainsi pas possible d'inclure l'ensemble des variables intéressantes. En effet, certains facteurs spécifiques à des milieux en particulier, par exemple la présence d'une espèce menacée ou la valeur culturelle d'un milieu, ne peuvent être intégrés à une méta-analyse, beaucoup plus générale. En conséquence, la valeur économique obtenue à l'aide de la méta-analyse est une valeur générale qui permet d'informer et de sensibiliser le public ou encore de hiérarchiser les priorités d'action. Il ne faudrait toutefois pas que cette valeur soit utilisée pour calculer des valeurs spécifiques à certains milieux ou encore pour déterminer des montants de compensation pour des paiements à la suite de la conservation ou bien de la destruction de MH (pour plus de détails sur les limites méthodologiques du transfert de bénéfices, voir la section 3.3.5). Dans ces cas, une étude primaire est plus précise.

Il importe aussi de mentionner que le choix des études peut résulter en un biais systématique de transfert, une erreur de sélection analogue à une erreur de mesure résultant de la littérature dans son ensemble (Brouwer, 2000). Ce biais résulte du non-respect des hypothèses implicites à ce choix dont 1) le support de la littérature d'évaluation est un échantillon aléatoire non biaisé de la population des évaluations empiriques existantes, et 2) les estimations empiriques procurent une représentation non biaisée des valeurs des ressources environnementales sous-jacentes. En d'autres mots, les auteurs ont tendance à étudier des MH qui ont une valeur plus élevée pour de multiples raisons. Notamment, cela peut s'expliquer par des intérêts au niveau

<sup>28</sup> La superficie de MH qui serait perdue d'ici 12 ans dans chaque BV selon le statu quo a été calculée et correspond à 995 ha et 1044 ha pour les BV de la Yamaska et de la Bécancour respectivement.

politique pour des MH spécifiques ou un intérêt scientifique lié à la publication qui fait en sorte que les MH ayant une valeur de zéro, ou proche de zéro, sont peu ou pas étudiés. Cet effet de sélection pourrait faire en sorte que les valeurs obtenues sont jusqu'à 4 fois plus élevées que des valeurs estimées en utilisant un modèle qui corrige pour le biais de sélection (Hoehn, 2006). Selon la modélisation présentée dans notre étude, plus il y aura destruction de MH, plus la valeur économique d'un hectare de MH sera élevée. Cet élément vient renchéris sur ce que nous avons mentionné précédemment à savoir qu'il n'est pas possible d'utiliser les valeurs obtenues pour déterminer un paiement à faire pour la destruction d'un MH. Sinon, cela peut créer un incitatif pervers, soit celui de détruire les MH afin de recevoir de meilleures compensations.

Tel que constaté dans la section précédente, les valeurs de méthodes de transferts de bénéfices simples convergent vers une valeur plausible. Ainsi, lorsqu'une étude primaire réalisée à proximité géographiquement et temporellement est disponible, il peut être plus avantageux d'utiliser le transfert de valeur avec ajustement ou le transfert de fonction, car il nécessite moins d'effort que la méta-analyse. Cela fait ressortir l'importance de réaliser des études primaires dans le contexte québécois, car aucune étude sur la valeur des BSE associés aux MH n'a été recensée.

Pour terminer, la valeur économique à l'hectare d'un MH dépend du type d'évaluation réalisé. La borne inférieure correspond à une valeur où l'étude provient d'une méthode de préférences révélées alors que la borne supérieure correspond à une étude qui a été réalisée à l'aide d'une méthode de préférences exprimées et qui analyse la valeur économique à la marge d'un projet d'amélioration ou de maintien de MH. La « vraie » valeur devrait se situer entre ces deux bornes.

## Bibliographie

Brander, L.M., Florax, R.J.G.M. et Vermaat, J.E. (2006). The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, vol. 33, n° 2, p. 223-250.

Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. et Turner, R.K. (1999). A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change*, vol. 1, n° 1, p. 47-57.

Ghermandi, A., Van Den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., De Groot, H.L.F. et Nunes, P.A.L.D. (2010). Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, vol. 46, n° 12, p. W12516.

Gouvernement du Canada (1991). La politique fédérale sur la conservation des terres humides. In Environnement Canada. *Environnement Canada*. <https://www.ec.gc.ca/Publications/BBAAE735-EF0D-4F0B-87B7-768745600AE8/PolicyonWetlandConservationFR.pdf> (Page consultée le 27 novembre 2012).

- Haluza-Delay , R., Kowalsky, N. et Parkins, J. (2009). Hoe canadians value nature: A strategic and conceptual review of litterature and research. *In* *biodivcanada.ca*. *biodivcanada.ca*. [http://www.biodivcanada.ca/54B96EDA-BA11-422A-9EBB-985ADE9E0861/canval\\_e.pdf](http://www.biodivcanada.ca/54B96EDA-BA11-422A-9EBB-985ADE9E0861/canval_e.pdf) (Page consultée le 5 octobre 2012).
- Heston, A., R. Summers, and B. Aten (2012), Penn World Table, version 7.1, Cent. for Int. Comparisons of Prod., Income and Prices at the Univ. of Penn., Philadelphia.
- Hoehn, J.P. (2006). Methods to address selection effects in the meta regression and transfer of ecosystem values. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 389-398.
- Huber, P. J. (1967). The behavior of maximum likelihood estimates under nonstandard conditions. *In* *Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. Berkeley, CA: University of California Press, vol. 1, p. 221–233.
- Johnston, R.J. et Rosenberger, R.S. (2010). Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys*, vol. 24, n° 3, p. 479-510.
- Limoges, B. (2009). Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 15-19.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S. et Troy, A. (2010). *Valuing ecosystem services: Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis*. 54 p. 1185.
- MEA (2005a). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. *In* MEA. *Millenium Ecosystem Assessment*. <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf> (Page consultée le 10 octobre 2012).
- MEA (2005b). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis. *In* MEA. *Millenium Ecosystem Assessment*. <http://www.maweb.org/documents/document.358.aspx.pdf> (Page consultée le 10 octobre 2012).
- Navrud, S. et Ready, R. (2007). *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht, The Netherlands, Springer, 290 p.
- Pattison, J., Boxall, P.C. et Adamowicz, W.L. (2011). The Economic Benefits of Wetland Retention and Restoration in Manitoba. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroéconomie*, vol. 59, n° 2.
- TEEB (2010). L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Unesynthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB. *In* Programme des Nations Unies pour l'environnement. *Programme des Nations Unies pour l'environnement*. [http://www.unep.org/pdf/TEEB\\_FR.pdf](http://www.unep.org/pdf/TEEB_FR.pdf) (Page consultée le 11 septembre 2012).

- Turner, R.K., Georgiou, S.G. et Fisher, B. (2008). *Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands*. London ; Sterling, VA, Earthscan, 229 p.
- White, H. (1980). A heteroskedasticity-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroskedasticity. *Econometrica*, vol. 48, p. 817–830.
- Wilson, M.A. et Hoehn, J.P. (2006). Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 335-342.
- Woodward, R.T. et Wui, Y.-. (2001). The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, vol. 37, n° 2, p. 257-270.
- World Bank (2012), World Development Indicators, Int. Bank for Reconstruct. and Dev., World Bank, Washington, D. C. (Available at <http://devdata.worldbank.org/wdi2006/contents/index2.htm>)

## 2. Étude de cas en agroforesterie

Contribution de systèmes agroforestiers multifonctionnels à la capacité d'adaptation aux changements climatiques des agroécosystèmes : Valeur économique de la fixation du carbone dans les systèmes de cultures intercalaires tempérés

Mahbubul Alam<sup>1</sup>, Jérôme Dupras<sup>2</sup>, Alain Olivier<sup>3</sup>, Alain Paquette<sup>4</sup>, Jean-Pierre Revéret<sup>5</sup>

### Résumé

Le projet présenté ici vise à déterminer les bénéfices potentiels de l'aménagement de terres agricoles à l'aide de systèmes agroforestiers multifonctionnels, notamment les systèmes de cultures intercalaires, pour la résistance des agroécosystèmes et leur capacité à mieux tolérer les impacts des changements climatiques anticipés au Québec. La multifonctionnalité anticipée de tels systèmes réfère aux nouvelles fonctions attendues de la présence des arbres, notamment : économique, par la production ligneuse (diversification de la production) ; écologique, par la diversité spécifique et d'occupation de l'espace aérien et souterrain (diversité de structure) qui auraient des impacts environnementaux favorables ; mais aussi sociale, par exemple par le rehaussement de la qualité esthétique du paysage.

Le projet dans son ensemble évaluera les bénéfices additionnels de l'effet d'une meilleure connectivité des zones agricoles au milieu forestier environnant (du champ au boisé en passant par les haies) sur l'agroécosystème par la formation et le maintien de liens entre les populations (métacommunautés). La mise en place de systèmes agroforestiers bien adaptés à la réalité québécoise, grâce à l'effet d'une augmentation de la diversité structurelle et fonctionnelle du milieu, pourrait se traduire par des économies substantielles pour les exploitants en réduisant les pertes de rendement anticipées dans les systèmes agricoles conventionnels, sans compter les bénéfices écologiques fournis par les arbres et les organismes associés.

La présente étude de cas se fonde sur ce projet et vise à déterminer plus spécifiquement la quantité et qualité du service écosystémique de régulation du climat global, via la fixation de carbone, que l'intégration des systèmes agroforestiers permet. Afin d'illustrer la démarche proposée dans ce guide, la modification de la quantité de carbone séquestré due à l'agroforesterie sera estimée monétairement par une méta-analyse révisant la littérature scientifique pertinente. Au fur et à mesure que ce projet se développera, il sera certainement intéressant de voir quels seront les compromis et arbitrages entre ces services. En ce sens, il n'est pas certain qu'ils évolueront tous dans la même direction.

---

<sup>1</sup> Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, malam.ku@gmail.com

<sup>2</sup> Département de géographie, Université de Montréal

<sup>3</sup> Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval

<sup>4</sup> Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal

<sup>5</sup> Département de stratégie, responsabilité sociale et environnementale, École des sciences de la gestion, UQAM

## Introduction

Il est de plus en plus reconnu à travers le monde que l'implantation d'arbres sur les terres agricoles au moyen de systèmes agroforestiers fournit des services écologiques diversifiés et peut atténuer les effets négatifs d'événements climatiques extrêmes (Éco-Ressources, CEPAF et Activa-Environnement 2009; Limoges 2009). Elle permet de lutter contre les effets néfastes du vent, notamment l'érosion éolienne des sols, de réduire l'amplitude thermique, d'augmenter l'infiltration de l'eau dans le sol, de favoriser les insectes pollinisateurs et prédateurs (Griffin et al. 2008) et d'augmenter la biodiversité comparativement à des systèmes agricoles conventionnels.

Or, parmi les impacts attendus des changements climatiques, on retrouve une élévation de la température, une modification du régime de précipitations et diverses perturbations qui pourraient affecter négativement le rendement des cultures et la rentabilité des exploitations agricoles (Bryant et al. 2007; Rousseau et al. 2007), sans compter une augmentation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes (Shaver et al. 2000; McBean et al. 2001). Les changements climatiques pourraient aussi avoir des conséquences considérables sur le sol et les ressources hydriques. On s'attend ainsi à une hausse du ruissellement et de l'érosion hydrique (Duchemin et al. 2004). Des changements surviendraient aussi dans la forme (pluies, neiges), la fréquence et l'intensité des précipitations, ce qui pourrait avoir une influence déterminante sur le milieu agricole, les pluies diluviennes pouvant entraîner des problèmes récurrents de ruissellement et d'érosion hydrique des sols.

Parallèlement, divers travaux ont mis en évidence que les systèmes agricoles ou forestiers diversifiés fournissent plus de services que ceux qui le sont moins (Paquette et Messier 2011; Duffy 2009), particulièrement dans les systèmes anthropiques, même les plus intensifs (Paquette et Messier 2010; Bennett et Balvanera 2007).

L'étude de cas s'inscrit donc dans un projet plus large et multidisciplinaire qui a pour objectif d'évaluer, dans le contexte québécois, quelle pourrait être la contribution de systèmes agroforestiers multifonctionnels, en terme de résistance aux changements climatiques des agroécosystèmes du sud du Québec. Ce projet est piloté par le professeur Alain Olivier de l'Université Laval et financé par le consortium OURANOS dans le cadre de la mesure 26 du Plan d'action sur les changements climatiques 2006-2012 du gouvernement du Québec (PACC26-Ouranos).

Parmi les systèmes agroforestiers des régions tempérées, les systèmes de cultures intercalaires sont sans doute ceux qui représentent le mieux ce que peut être une combinaison arbre - culture en agroforesterie. Dans ces systèmes, les arbres sont implantés en rangées largement espacées, permettant la poursuite des activités agricoles tout en bénéficiant des services écologiques des arbres et d'une production de bois (Rivest et al. 2007, 2009a,b et 2010). Ces modèles agroforestiers sont encore peu connus au Québec, mais sont bien établis en Europe, aux États-Unis et en Chine. Les effets biotiques des systèmes de cultures intercalaires doivent

toutefois être analysés à la lumière de l'ensemble de la matrice paysagère dans laquelle ils se trouvent et c'est pourquoi l'influence des boisés de ferme doit être prise en compte dans l'analyse globale des effets des systèmes agroforestiers (Samways et al. 2010 ; Roy et de Blois 2006).

Le projet n'inclut pas la mise en place de nouvelles parcelles de culture en agroforesterie, mais vise plutôt à évaluer les bénéfices potentiels de ce type de système afin de minimiser les impacts négatifs des changements climatiques anticipés et faciliter la mise en place de la stratégie gouvernementale en aménagement durable, notamment la prévention et le principe de précaution, la préservation de la biodiversité, l'écoefficient et la production responsable (Québec 2007). Il vise à produire les connaissances nécessaires à la mise en place d'une stratégie agricole mieux adaptée aux changements climatiques et rencontre donc aussi plusieurs des objectifs mis de l'avant par le MAPAQ dans son plan d'action de développement durable, notamment la production des connaissances, la gestion du risque et la sécurité de l'environnement, et l'adoption de pratiques de gestion responsables (MAPAQ 2009).

### **Les systèmes de cultures intercalaires**

Bien que les systèmes de cultures intercalaires soient peu connus au Québec, ils sont bien implantés en Europe, aux États-Unis et en Chine, où diverses simulations ont montré qu'ils se comparent avantageusement, tant au niveau de la productivité que de la rentabilité économique, aux monocultures et aux plantations conventionnelles (Graves et al. 2007). L'apport d'incitatifs financiers reconnaissant les externalités positives de l'utilisation d'arbres sur le plan environnemental (séquestration du carbone, diminution de l'érosion du sol, etc.) pourrait améliorer cette rentabilité (Graves et al. 2007; Benjamin et al. 2000; Dyack et al. 1999). Les systèmes de cultures intercalaires répondent en effet à de nombreux enjeux environnementaux. Leur structure particulière, intermédiaire entre celles des monocultures agricoles et des écosystèmes naturels complexes, permet une meilleure exploitation des ressources du milieu en raison de l'effet de complémentarité entre l'arbre et les cultures pour l'utilisation de l'eau, des éléments minéraux et du rayonnement lumineux, ainsi que de leur impact bénéfique sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol.

Ainsi, les systèmes de cultures intercalaires peuvent contribuer à augmenter les retours de matière organique au sol grâce aux résidus au sol (litières) issus des feuilles des arbres et à la décomposition *in situ* de leurs racines, en particulier des racines fines. Un tel apport entraîne généralement une augmentation de la biomasse microbienne et des populations de vers de terre (Price et al. 1999), contribuant ainsi à améliorer la fertilité des sols. La présence des racines permet par ailleurs de limiter le ruissellement de surface et l'érosion des sols. Les racines profondes des arbres peuvent également récupérer une partie des éléments fertilisants échappant aux cultures par lixiviation, comme cela a été révélé dans des études réalisées à Saint-Rémi, au Québec (Lacombe 2009), ce qui permettrait d'atténuer la pollution des nappes par les nitrates, notamment.

Les systèmes de cultures intercalaires peuvent aussi avoir un rôle majeur à jouer dans la séquestration du carbone et dans la réduction de la concentration atmosphérique d'autres gaz à

effet de serre, comme l'oxyde nitreux ( $N_2O$ ). L'utilisation de certaines essences à croissance rapide, tel le peuplier hybride, permet d'augmenter le potentiel de fixation de carbone atmosphérique, comme cela a été démontré en Ontario (Peichl et al. 2006). Enfin, certaines études réalisées dans l'est de l'Amérique du Nord ont montré que la diversité et l'abondance des populations de prédateurs des ravageurs des cultures étaient plus élevées dans ces systèmes que dans les monocultures agricoles, ce qui pourrait limiter le recours aux pesticides (Howell 2001; Stamps et Linit 1998). Il en est de même de la diversité aviaire, comme cela a été observé en Ontario (Thevathasan et Gordon 2004). Les systèmes de cultures intercalaires apparaissent donc tout indiqués pour jumeler production agricole et production de bois tout en faisant bénéficier l'agroécosystème de nombreux services écologiques.

Au plan économique, les systèmes de culture intercalaires peuvent être affectés par la variation de la valeur économique des biens et services écologiques (BSE) en situation de changements climatiques. Le choix final des BSE permettant d'estimer la valeur économique des stratégies d'aménagement agroforestières multifonctionnelles est fonction de plusieurs variables méthodologiques, mais on peut évoquer certains services «naturels» à ces systèmes comme les services de pollinisation, d'esthétique des paysages et de qualité de l'eau.

### **Économie de la fixation du carbone**

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estime que les systèmes agroforestiers ont le plus fort potentiel parmi toutes les alternatives d'utilisation des terres agricoles pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES), dont le dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) et l'oxyde nitreux ( $N_2O$ ) (IPCC, 2000). Les systèmes agroforestiers sont considérés comme ayant ce potentiel élevé de séquestration du carbone (C) en raison de l'intégration du carbone à la biomasse des arbres, qui jouent ainsi un rôle de puits de carbone. En supposant que la surface totale disponible pour l'agroforesterie est située entre 585 et 1215  $\times 10^6$  hectare, Albrecht et Kandji (2003) ont rapporté que de 1,1 à 2,2 Pg de C pourraient être stockés sur une période de 50 ans dans divers systèmes agroforestiers.

Bien qu'ayant une abondance relativement faible par rapport aux émissions de  $CO_2$  dans l'atmosphère, le  $N_2O$  est une autre source importante d'émission de GES. Le  $N_2O$  a un potentiel de réchauffement global (PRG) de 280, basé sur un horizon temporel de 20 ans (IPCC, 1995), ce qui signifie que son potentiel de réchauffement de l'atmosphère est de 280 fois supérieur à celui du  $CO_2$ . La litière des arbres en systèmes de cultures intercalaires peut à elle seule retourner 7 kg N / ha / an dans le sol (Thevathasan et Gordon 2004). La plus grande disponibilité d'azote pour les cultures réduit donc la nécessité d'appliquer des engrais azotés, empêchant ainsi l'émission de  $N_2O$  des terres agricoles. Qui plus est, les effets d'ombrage des arbres, qui réduisent la température au sol, ralentissent les processus microbiens comme la dénitrification, permettant la réduction potentielle des émissions de  $N_2O$  (Evers et al 2010; Smith et al, 1997).

Dans ce contexte, on peut se demander quel est le potentiel de régulation du climat des systèmes agroforestiers et comment ce service pourrait être évalué en termes économiques.

Plusieurs études ont permis d'évaluer les services écosystémiques issus de l'agroforesterie, mais peu d'efforts ont été consacrés à estimer la valeur économique des services de séquestration du carbone des systèmes de cultures intercalaires en milieu tempéré.

L'objectif de cette étude de cas est d'évaluer le potentiel de séquestration du carbone des systèmes agroforestiers intercalaires pour aboutir à une évaluation économique fondée sur des données pertinentes de la littérature scientifique. Un autre objectif est d'identifier à travers une analyse de sensibilité les zones d'incertitudes qui ont le plus d'impact sur l'évaluation afin de mieux guider les spécialistes dans l'estimation des risques et opportunités, tout en identifiant les besoins de recherches futures. Les approches de quantification biophysique de la séquestration du carbone seront d'abord décrites, suivi d'une présentation des différentes méthodes permettant d'accorder une valeur monétaire au carbone séquestré. Les résultats seront ensuite présentés, incluant une analyse de sensibilité de la valeur économique à l'évolution de différentes variables et conditions, puisqu'elles peuvent avoir une influence importante pour les praticiens sur le terrain.

## **2. Méthodologie**

Dans l'optique de joindre cette étude de cas à la démarche proposée dans le guide méthodologique, la description de l'approche et des techniques utilisées se fera d'abord dans une perspective d'évaluation biophysique de la séquestration du carbone, puis d'évaluation économique.

### **2.1. Évaluation biophysique**

Du point de vue de l'agroforesterie, la séquestration du carbone constitue une soustraction de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère par une incorporation à la biomasse au-dessus et en-dessous du sol. Alors que la biomasse au-dessus du sol comprend diverses parties des végétaux, comme les troncs, les branches et les feuilles, ainsi que des plantes herbacées entre les rangées d'arbres, la biomasse du sol comprend les racines, ainsi que les organismes du sol et le carbone organique du sol.

Le moyen le plus simple pour estimer le stock de C est cependant de supposer que 50% du total de la biomasse au-dessus du sol est du C. Cette hypothèse est largement utilisée si l'analyse en laboratoire n'est pas possible pour évaluer plus finement la teneur en C d'échantillons prélevés.

Les stocks de carbone dans la biomasse varient toutefois légèrement selon les espèces, le stade de croissance et les paramètres environnementaux. Par conséquent, dans les cas où des estimations précises sont nécessaires, des analyses de laboratoire sont effectuées pour mesurer la teneur en C dans chacune des parties de la plante. Une des équations types utilisées pour l'estimation du potentiel de séquestration de carbone des arbres est la suivante (Hernandez et al 2008) :

$$\text{CO}_2 \text{ (kg/ha)} = [(\text{biomasse totale (m}^3\text{/ha)} * \text{densité du bois sec (kg sec/m}^3)) * \text{Carbone/matière sèche (kg/kg)}] * \text{CO}_2\text{/Carbone (kg/kg)} + \text{C contenu dans la litière du sol et bois mort (kg/ha)} \quad (1)$$

Selon la définition du GIEC, le carbone doit pouvoir rester dans les parties des plantes ou le sol à plus long terme pour être considéré comme séquestré. Dans les systèmes agroforestiers, cependant, une partie considérable de C qui a été ajouté dans le sol par la litière retourne à l'atmosphère par la respiration du sol. En outre, une quantité considérable de C, tout comme d'autres nutriments, est lessivée à travers le profil du sol (Peichl et al 2006). Une représentation simple de la séquestration nette de carbone à partir d'une parcelle agroforestière peut donc être résumée comme suit:

$$\text{Séquestration nette de carbone} = \text{Séquestration du C au-dessus du sol} + \text{Séquestration du C dans le sol} - \text{libération de carbone} \quad (2)$$

Dans une version plus éclatée, la comptabilité de la séquestration du carbone de l'équation (2) peut être écrite comme:

$$\text{SNC} = (\text{B}_t + \text{B}_r + \text{B}_b + \text{B}_l + \text{CR} + \text{COS}) - (\text{C}_r + \text{C}_l) + \text{C}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (3)$$

Où SNC représente la Séquestration Nette de Carbone;  $B_t$ , et  $B_r$ , le carbone stocké dans la biomasse du tronc (incluant branches et feuilles) et des racines, respectivement;  $B_b$ , le carbone stocké dans la biomasse des branches élaguées;  $B_l$ , le carbone stocké dans la litière du sol, CR, le carbone stocké dans les résidus de culture; COS, le réservoir de carbone dans le sol ;  $C_r$ , les émissions de carbone dues à la respiration du sol;  $C_l$ , le carbone perdu par lessivage;  $C_{\text{N}_2\text{O}}$ , les émissions évitées de  $\text{N}_2\text{O}$ , en équivalents  $\text{CO}_2$ .

Bien que la contribution du  $\text{CH}_4$  en équivalent  $\text{CO}_2$  (PRG) soit moins significative que celle du  $\text{N}_2\text{O}$ , il est à noter qu'elle pourrait être incluse à l'équation.

## 2.2 Évaluation économique

Il existe plusieurs méthodes pour estimer la valeur économique de la séquestration du carbone. Nous présentons ici les plus pertinentes.

### 2.2.1. Coût social de la séquestration de carbone

Des concentrations élevées de gaz à effet de serre dans l'atmosphère ont un fort potentiel d'impact sur la qualité de vie des communautés, notamment à travers les dommages matériels dûs à une élévation du niveau des mers et l'augmentation de la fréquence d'événements météorologiques extrêmes, la diminution du rendement des cultures, les dommages aux ressources halieutiques et l'augmentation des risques pour la santé humaine. Ainsi, le coût social du carbone (CSC) représente le coût marginal de l'émission d'une unité supplémentaire de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, c'est-à-dire l'estimation de la valeur monétaire des dommages causés par les conséquences des émissions de dioxyde de carbone (le CSC peut donc aussi être considéré en tant que coût des dommages évités). La valeur sociétale de la

séquestration du carbone peut être représentée mathématiquement par la fonction suivante (Conte et al 2011):

$$VAD_{xT} = \sum_{z=t}^{T-1} \frac{\Delta C_{x,z,z+1} CSC_{z+1}}{(1+r)^{z-1}} \quad (4)$$

où la  $VAD_{xT}$  est la valeur actuelle de tous les dommages évités (ou des dommages supplémentaires causés si elle est négative), en raison de la séquestration du carbone sur (ou émis à partir de) la parcelle  $x$  au temps de  $t$  à  $T$ .  $\Delta C_{x,z,z+1}$  représente les tonnes de carbone séquestrées au cours de la période de rotation (c'est-à-dire entre des temps  $z$  et  $z+1$ ),  $CSC_{z+1}$  est le CSC durant l'année  $z+1$  et  $r$  est le taux d'actualisation. Dans notre analyse, la rotation du TBI est de 40 ans et CSC est supposé augmenter avec le temps puisque du carbone supplémentaire est émis, et que la volonté de la société de payer augmente dû à l'augmentation des revenus (Pearce 2003).

Si  $\delta$  est le taux d'augmentation alors  $CSC_T = CSC_0 (1 + \delta)^t$ . Nous utilisons  $\delta = 0,04$  représentant une augmentation du CSC à un taux de 4% (Yohe et al 2007; Johnson et al 2012). Ainsi l'équation (4) peut être modifiée comme suit:

$$VAD_s = \sum_{t=0}^{t=39} CSC_0 (1+\delta)^t \frac{\Delta C_t}{(1+r)^t} \quad (5)$$

où  $VAD_s$  est la valeur des dommages évités pour le scénario  $s$ ,  $t$  est la période de rotation,  $r$  est le taux d'actualisation,  $\Delta C_t$  est la variation de séquestration durant le temps  $t$  et  $CSC_0$  est le CSC initial.

Le choix d'un CSC peut être un défi, car selon le rapport Stern (2007) on ne peut raisonnablement calculer un CSC sans supposer que les émissions futures et les stocks de C vont suivre une certaine direction. Pour les différentes directions, les CSCs seront variables. En conséquence, Conte et al (2011) suggèrent d'utiliser une valeur moyenne ou médiane du CSC. Il existe plusieurs estimations du CSC dans la littérature. Le GIEC (Yohe et al 2007) estime que le CSC peut varier grandement, allant d'aussi peu que 10 \$ à aussi haut que 350 \$, avec une moyenne de 43 \$ et un écart-type de 83 \$ par tonne de carbone séquestré. Nous utilisons cette valeur moyenne de 43 \$ dans notre analyse, tout en étant conscients de la valeur élevée de l'écart-type.

Les différences observées entre les CSC et les prix du carbone sur les marchés ne sont pas surprenantes. Conte et al (2011) ont fait valoir qu'il n'existe pas de relation fonctionnelle entre ces deux valeurs étant donné que sur des marchés réglementés, le prix du carbone reflète le coût de la séquestration par les producteurs et le consentement à payer des acheteurs. Pour sa part, le CSC reflète le coût des dommages évités grâce à la séquestration du carbone. De même, le CSC se distingue des autres mesures de prix tels que les taxes sur le carbone

imposées dans divers pays puisque les taux d'imposition sont conçus pour répondre aux besoins locaux ou régionaux.

### 2.2.2 Taxes carbone

Les taxes carbone sont des taxes environnementales imposées en grande majorité sur les carburants (OCDE, 2010). Le concept de taxe sur le carbone est en place dans diverses parties du monde depuis les années 90. La Finlande a été le premier pays à adopter une taxe carbone, suivie par d'autres pays nord-européens, dont les Pays-Bas, la Suède et le Danemark. Le taux de la taxe carbone varie considérablement d'une juridiction à l'autre en fonction des réalités régionales et des objectifs que les pays visent à atteindre. Le taux d'imposition le plus élevé est en Suède (104,83\$ /tonne CO<sub>2</sub>). La plupart des autres pays et juridictions imposent une taxe carbone à un coût plus faible, comme au Danemark (16,41\$) et en France (24,74 \$).

Au Canada, le Québec a instauré une taxe carbone le 1<sup>er</sup> octobre 2007. La taxe représente 0,8 cent par litre d'essence vendu, ce qui représente 3,50 \$ par tonne de CO<sub>2</sub>. Dans la même année, le gouvernement de l'Alberta a imposé une taxe carbone pour inciter les entreprises à réduire leurs émissions de CO<sub>2</sub> par baril de 12 pour cent, à défaut de quoi elles doivent verser 15 \$ la tonne dans un fonds pour l'énergie propre. Une taxe carbone, en vigueur depuis juillet 2008, a également été introduite en Colombie-Britannique pour les émissions de différents gaz à effet de serre. La taxe initiale était de 10 \$ par tonne d'équivalent CO<sub>2</sub> (CO<sub>2-e</sub>) émise (soit 2,41 cents par litre d'essence) et prévoyait une hausse de 5 \$ par année pour les quatre années suivant sa mise en application.

### 2.2.3 Investir dans des technologies alternatives

Il existe plusieurs programmes gouvernementaux fédéraux et provinciaux qui accordent des subventions et des incitatifs pour le développement et la mise en œuvre de sources d'énergie alternatives afin d'atteindre les objectifs de réduction des émissions de GES. L'atténuation des émissions de GES pourrait être réalisée grâce à des subventions aussi basses que de 10 \$ à 60 \$ par tonne de réduction des émissions de CO<sub>2-e</sub> réalisée par la conversion vers des technologies d'énergies renouvelables comme l'énergie éolienne, l'énergie solaire ou la géothermie. Les subventions gouvernementales les plus élevées concernent l'utilisation d'éthanol. Elles peuvent aller de 295 \$ à 430 \$ par tonne de réduction des émissions de CO<sub>2-e</sub> (Samson et Stamler 2009).

### 2.2.4. Échange d'émissions

En avril 2008, le Québec s'est joint à la Western Climate Initiative (WCI), qui unit un groupe d'États américains et de provinces canadiennes ayant adopté une approche commune dans la lutte aux changements climatiques. Il est la première province canadienne à avoir adopté, le 14 décembre 2011, un règlement prévoyant un système de plafonnement et d'échange de quotas d'émission de GES (la Californie étant la seule autre juridiction en Amérique du Nord à avoir fait de même). À compter de l'été 2013, environ 75 entreprises qui produisent annuellement plus de

25 000 tonnes de GES seront obligées de réduire leurs émissions à moins de 25 000 tonnes de GES par an. Les entreprises qui y arriveront pourront vendre leur surplus, sous forme de crédits de carbone, à d'autres entreprises qui ne parviennent pas à réduire les émissions en dessous de cette cible. Le gouvernement a fixé le prix initial d'une tonne d'émission de carbone à 10 \$. Ce prix augmentera annuellement à un taux de 5% plus l'inflation jusqu'en 2020.

Le choix d'un taux d'actualisation dans l'économie des changements climatiques est une question controversée puisqu'il a un impact important sur le résultat de l'analyse des coûts. L'utilisation d'un taux d'actualisation élevé a tendance à surévaluer le présent au détriment du futur et peut entraîner des incitatifs négatifs envers des investissements dans les programmes d'atténuation (Halsnæs et al, 2007, Stern 2007). Les taux d'actualisation privés peuvent être révélés dans le comportement des agents économiques sur les marchés économiques en analysant comment ils valorisent le présent par rapport au futur à travers leurs dépenses. Le taux d'actualisation peut aussi être normatif (comme le taux d'actualisation social) et se fonde sur le jugement éthique quant aux intérêts des générations futures (GIEC, 2007).

Il existe une variation considérable des taux d'actualisation utilisés dans différentes études sur l'économie des changements climatiques. Le rapport Stern a utilisé un taux d'actualisation de 1,4% pour évaluer les dommages anticipés, alors que d'autres études bien connues, telle celle de Nordhaus et Boyer (2000), ont utilisé un taux de 3%. Dans une étude de cas canadienne sur l'évaluation monétaire des services écosystémiques du World Heritage Project de Pimachiowin Aki, Voora et Barg (2008) ont utilisé un taux d'actualisation de 1% par an. Dans deux études différentes en agroforesterie au Québec, Nolet (2009) a utilisé un taux d'actualisation réel de 6%, tandis que Hernandez et al (2008) ont utilisé 8,48%, la moyenne à long terme des taux d'épargne du Canada pour la période de 1991 à 2005. Dans notre étude, cependant, nous avons choisi d'utiliser un taux d'actualisation de 1,4% en suivant Stern.

### **3. Résultats**

#### **3.1. Quantification de la séquestration du carbone**

Une revue de la littérature pertinente rend compte du potentiel de séquestration de carbone des arbres dans des systèmes de cultures intercalaires en milieu tempéré (tableau 1). L'estimation du C pour des branches d'arbres est tirée de Peichl et al (2006) ; l'analyse de laboratoire de leur étude révèle que la biomasse des branches est de 49,5 kg / arbre, ce qui est très proche de la biomasse du tronc (54,4 kg / arbre). La teneur en C est légèrement plus élevée dans les branches (45%) que dans les troncs (40%). Donc, on peut raisonnablement supposer que la contribution des branches à la séquestration du carbone dans les systèmes de cultures intercalaires est similaire à celle des troncs. Toutes les données présentées dans le tableau 1 sont en  $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ .

**Tableau 1: La séquestration de carbone dans les différentes composantes de systèmes de cultures intercalaires**

Sources de carbone	Quantité séquestrée	Site d'étude	Hypothèses	Référence
Biomasse arbre (branches)	1,08 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Ontario	Biomasse 49.5kg/arbre; contenu C 45%	Peichl et al (2006)
Biomasse arbre (tronc)	1,08 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Québec	Biomasse 54.4kg/arbre; contenu C 40%	Rivest et al (2010)
Litière	1,17 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Ontario	-	Oelbermann et al (2006)
Biomasse racines	0,2 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Ontario	-	Oelbermann et al (2006)
Résidus de culture	0,83 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Ontario	-	Oelbermann et al (2006)
COS*	2,4 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Ontario	Converti des estimés de 2400 kg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Thevathasan and Gordon (2004)
Respiration du sol	- 2,8 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1**</sup>	Ontario	-	Peichl et al (2006)
Lessivage du C	- 1,8 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1**</sup>	Québec	-	Peichl et al (2006)
N <sub>2</sub> O C <sub>e</sub>	0,1 Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Québec	-	Evers et al (2010)

\* le réservoir de carbone dans le sol

\*\* un signe négatif signifie qu'il s'agit d'une émission nette de carbone

### 3.2. Valeur économique

La quantité totale de carbone séquestré annuellement par les systèmes agroforestiers intercalaires dans différentes parcelles en Ontario et au Québec révèle un potentiel total de séquestration du carbone de 6,85 Mg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>. Toutefois, 4,16 Mg C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> retourneront dans l'atmosphère par la respiration du sol et le lessivage. Ainsi, le potentiel net de séquestration de carbone équivaut à 2,26 Mg C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (tableau 2). Cette quantité de C représente l'immobilisation de 8,3 tonnes de CO<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. La quantité de carbone perdue par lessivage et à travers la respiration du sol est plus élevée que celle qui est séquestrée dans le sol. Cela signifie que l'omission des données de libération de carbone dans l'estimation biophysique de la séquestration du carbone pourrait avoir un impact important sur la valeur estimée.

L'application d'une valeur de CSC de 43\$ à ces résultats permet d'estimer la valeur économique (en termes de valeur des dommages évités, VDÉ) de la séquestration du carbone à 24 383\$ par hectare au cours de la rotation entière de 40 ans (tableau 3).

**Tableau 2: Flux de C/CO<sub>2</sub> dans les systèmes de cultures intercalaires agroforestières au Québec**

Flux de C/CO <sub>2</sub> *	Quantité (Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	Quantité (Mg CO <sub>2e</sub> ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )
Séquestration totale	6,85	25,2
Rejets totaux	4,6	16,88
Séquestration nette	2,26	8,3

\* 1 tonne de carbone équivaut à 44/12 = 3,67 tonnes de dioxyde de carbone

**Tableau 3 : Coûts des dommages évités grâce à la séquestration du carbone dans les systèmes de cultures intercalaires agroforestières au Québec**

CSC (\$)	δ (%)	C (Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	r (%)	t (années)	VAD (\$/h)
43	4	8.3	1,4	40	24 383

### 3.3 Analyse de sensibilité

Compte tenu de l'incertitude sur les taux de séquestration du carbone, les prix du carbone, les taux d'actualisation et les CSC, une analyse de sensibilité de la VDÉ a été effectuée (tableaux 4, 5, 6). Un changement de taux de séquestration de carbone dans des scénarios de haute et de basse densité de culture par rapport à nos estimations initiales de 2,26 Mg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup> a été réalisé. Le scénario de haute densité équivaut à une augmentation de 50% par rapport à la densité retenue dans cette étude, soit de 110 arbres ha<sup>-1</sup>, et entraîne une VDÉ de 36 553\$ ha<sup>-1</sup> pour une rotation de 40 ans. Un scénario de faible densité (35 arbres ha<sup>-1</sup>) résulte quant à lui en une valeur de 8 088\$ (tableau 4).

Comme nous l'avons vu précédemment, différents taux de CSC sont suggérés dans la littérature. Pour évaluer la sensibilité du CSC, nous utilisons ici un spectre de valeur allant de 10 à 350\$ tel que rapporté par le rapport du GIEC ainsi que la médiane, équivalente à 106\$ (Tol, 2009). Ensuite, nous estimons la VDÉ en remplaçant la valeur du CSC par la valeur des subventions publiques visant la réduction des émissions de GES grâce à l'utilisation d'éthanol, soit 295\$ (tableau 5). Une analyse de sensibilité a également été réalisée pour voir comment la VDÉ répond aux changements de δ et r. Comme on peut le voir dans le tableau 6 ci-dessous, la VDÉ est sensible à la fois au taux d'actualisation r et au taux δ d'évolution du CS.

**Tableau 4: Sensibilité de la VDÉ à la quantité de C séquestré.**

Changements	C (Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	VDÉ (\$/ha)
Densité élevée	12,44	36 553
Densité basse	2,75	8 088

**Tableau 5: Sensibilité de la VDÉ à divers taux de CSC (les autres variables étant constantes)**

Coût Social du Carbone (\$)	VDÉ (\$/h)
10	5 670
350	198 473
106	60 107
CSC remplacé par des technologies alternatives*	167 278

\*\$295, la subvention gouvernementale minimale pour l'éthanol par tonne de réduction des émissions d'équivalent CO<sub>2</sub> (Samson et Stamler 2009)

**Tableau 6: Sensibilité de la VAD pour différents taux de variation du Coût Social du Carbone ( $\delta$ ) et d'actualisation ( $r$ )**

$\delta$ (%)	$r$ (%)	VDÉ/ha (\$)
2	1.4	16 037
2	3	11 868
4	1	26 710
4	3	17 329

## 5. Discussion et conclusion

La capacité de séquestration du carbone d'un système dépend de la composition et des caractéristiques du système lui-même ainsi que des caractéristiques biophysiques du site. La différence dans les méthodes d'évaluation va également résulter entre des estimations variées (Udawatta et Jose, 2012). Comme nous avons vu dans l'analyse de sensibilité, les taux d'actualisation et de variation du CSC ont aussi un potentiel d'impact des résultats.

Dans cette étude, nous assumons que la densité (110 arbres ha<sup>-1</sup>) et la gestion des plantations sont uniformes, même si dans les faits elles ne l'étaient pas totalement. Un nombre limité d'études permettent de faire des comparaisons sur la séquestration du carbone dans les systèmes de culture intercalaires. À cet effet, Ugawatta et Jose (2012) trouvent un potentiel de

séquestration de  $3,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  pour les systèmes de culture intercalaires tempérés aux Etats-Unis, ce qui est relativement similaire à nos résultats.

Nous n'avons pas d'estimation précise de la façon dont la plupart des terres disponibles peuvent être converties en agroforesterie au Québec. Oelbermann et al (2004) ont indiqué que 40% des 7M ha de terres marginales du Canada, pourraient être converties en agroforesterie. L'analyse spatiale réalisée par Hernandez et al (2008) a montré qu'une augmentation de 34% de la superficie boisée dans le bassin de la rivière Ormière au Québec serait possible par l'implantation de pratiques agroforestières. Si nous supposons que 20% des terres cultivées du Québec, soit 1,93M d'hectares, pourraient être converties en systèmes de cultures intercalaires agroforestières, le potentiel de séquestration total du carbone équivaldrait à  $0,87\text{M Mg C an}^{-1}$ . Cela signifie que ce type de système pourrait fournir sur le territoire québécois un service de régulation du climat dont la valeur avoisinerait les 137M\$ par année<sup>1</sup>.

La conversion de terres cultivées vers des systèmes agroforestiers engendrerait cependant des coûts, aussi bien pour l'établissement des arbres qu'en matière de pertes de revenus éventuelles pour les agriculteurs en raison de la réduction possible du rendement de certaines cultures (Hernandez et al, 2008). Les biens et services publics tels que la séquestration du carbone ne compensent pas nécessairement les pertes privées entraînées par le changement d'utilisation des terres. Les agriculteurs désirent généralement un rendement rapide de leur investissement. Ainsi, même si systèmes agroforestiers intercalaires peuvent fournir une plus grande VAN que la monoculture (Toor 2010), cela ne constitue pas nécessairement un élément suffisant pour les agriculteurs adoptent de nouveaux systèmes de production. Pour ce faire, des programmes gouvernementaux permettant d'appuyer les agriculteurs intéressés à produire des biens et services qui profitent à la société dans son ensemble devraient être mis en oeuvre.

## 6. Bibliographie

Albrecht, A., Kandji, S.T., 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 99, 15–27.

Bateman, I., Lovett, A., 2000. Estimating and valuing the carbon sequestered in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils in Wales. *J. Environ. Manage.* 60(4), 301-323.

Benjamin, T.J., Hoover, W.L., Seifert, J.R., Gillespie, A.R. 2000. Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the midwestern USA. 4. The economic return of ecological knowledge. *Agroforestry Systems* 48: 79-93.

Bennett, E. M. et P. Balvanera. 2007. The future of production systems in a globalized world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4): 191-198.

---

<sup>1</sup> 20% de la superficie = 0,386M ha ; Potentiel de séquestration du C =  $(0,386 \times 2,26) = 0,87\text{M Mg C y}^{-1}$ , Service de régulation du climat provenant des systèmes de cultures intercalaires =  $(0,87 \times 3,67 \times 43\$) = 137\text{M\$ an}^{-1}$ .

Bryant, C., B. Singh, P. Thomassin, et L. Baker. 2007. Vulnérabilités et adaptation aux changements climatiques au Québec au niveau de la ferme: leçons tirées de la gestion du risque et de l'adaptation à la variabilité climatique par les agriculteurs. Ressources Naturelles Canada, Ouranos, Montréal.

Conte, M., Nelson, E., Carney, K., Fissore, C., Olwero, N., Plantinga, A.J., Stanley, B., Ricketts, T., 2011. Terrestrial Carbon Sequestration and Storage. In: *P Kareiva, H Tallis, T H. Ricketts, G C. Daily and S Polasky* (eds), *Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press, New York, NY, pp. 111–128.

Duchemin, M., A.N. Rousseau, R. Majdoub et R. Quilbé. 2004. Impacts potentiels des changements climatiques sur l'érosion hydrique des sols. *Vecteur Environnement* 37(4):26-32.

Duffy, J. E. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(8): 437-444.

Dyack, B.J., Rollins, K., Gordon, A.M. 1999. A model to calculate ex ante the threshold value of interaction effects necessary for proposed intercropping projects to be feasible to the landowner and desirable to society. *Agroforestry Systems* 44: 197-214.

Éco-Ressources, CEPAF et Activa-Environnement. 2009. Biens et services écologiques et agroforesterie : l'intérêt du producteur agricole et de la société. Rapport final. Agriculture et agroalimentaire Canada.

Evers, A.K., Bambrick, A., Lacombe, S., Doughert, M.C., Peichl, M., Gordon, A., Thevathasan, M.V., Whalen, J., Bradley, R.L., 2010. Potential greenhouse gas mitigation through temperate tree-based intercropping systems. *The Open Agric. J.*, 4, 49-57.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2007. Résumé à l'intention des décideurs, dans *Bilan 2007 des changements climatiques : conséquences, adaptation et vulnérabilité*, contribution du Groupe de travail II au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden et C.E. Hanson (éd.), Cambridge University Press, Cambridge et New York, 976 p.

Graves, A. R., P.J. Burgess, J. H. N. Palma, F. Herzog, G. Moreno, M. Bertomeu, C. Dupraz, F. Liagre, K. Keesman, W. van der Werf, A. Koeffeman de Nooy, J. P. van den Briel. 2007. Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering* 29: 434-449.

Griffin, J. N., K. L. de la Haye, S. J. Hawkins, R. C. Thompson et S. R. Jenkins. 2008. Predator diversity and ecosystem functioning: density modifies the effect of resource partitioning. *Ecology* 89(2): 298- 305.

Halsnæs, K.P., Shukla, D., Ahuja, G., Akumu, R., Beale, J., Edmonds, C., Gollier, A., Grübler, M., Ha Duong, A., Markandya, M., McFarland, E., Nikitina, T., Sugiyama, A., Villavicencio, J.,

Zou, 2007. Framing issues. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Hernandez, M., Charland, P., Nolet, J., Arès, M., 2008. Carbon sequestration potential of agroforestry practices in the L'Ormière River watershed in Quebec. *Agriculture and Agri-Food Canada*, ISBN 978-0-662-47230-8.

Howell, H.D. 2001. Comparison of arthropod abundance and diversity in intercropping agroforestry and corn monoculture systems in southern Ontario. M.Sc., University of Toronto.

Limoges, B. 2009. Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le naturaliste canadien* 133.

IPCC., 2007. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Annex I)*. Cambridge University Press.

IPCC., 2000. Land-use, land-use change and forestry. Special report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, pp. 375.

IPCC., 1995. *Climate Change 1995, The science of climate change: Summary for policymakers and technical summary of the Working Group I Report*, page 22.

Johnson, K.A., Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., 2012. Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. *Ecol. Econ.* 79, 71–79.

Lacombe, S., R.L. Bradley, C. Hamel et C. Beaulieu. 2009. Do tree-based intercropping systems increase the diversity and stability of soil microbial communities? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 25-31.

MAPAQ. 2009. Plan d'action ministériel de développement durable. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Gouvernement du Québec, Québec.

McBean, G., A. Weaver et N. Roulet. 2001. La science des changements climatiques : où en sont nos connaissances ? *Isuma* 2(4): 16-26.

Nair, P.K.R., 2011. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. *Agroforest. Syst.* DOI 10.1007/s10457-011-9434-z.

Nolet, J., 2009. Ecological goods and services ( EG & S ) and agroforestry : the benefits for farmers and the interests for society. Synthesis and recommendations. *Agriculture and Agri-Food Canada*. ISBN 978-1-100-18442-5

Nordhaus W.D. et Boyer J. 2000. *Warming the World: Economic Models of Global Warming*. Cambridge, MA: The MIT Press.

Oelbermann, M., Voroney, R. P., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., Kass, D. C. L., Schlönvoigt, A. M., 2006. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agroforest. Syst.* 68(1), 27–36.

OEDC, 2010. *Taxation, Innovation and the Environment*. ISBN Number: 978-92-64-08762-0

Paquette, A. et C. Messier. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(1): 27-34.

Paquette, A. et C. Messier. 2011. Biodiversity effect on forest productivity increases from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography*. Volume 20 (1), pages 170–180

Pearce, D., 2003. The social cost of carbon and its policy implications. *Oxford Rev. Econ. Pol.* 19(3), 362-384.

Peichl, M., Thevathasan, N. V, Gordon, A. M., 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems , southern Ontario , Canada. *Agroforest. Syst.* 66, 243–257.

Price, G.W., Gordon, A.M. 1999. Spatial and temporal distribution of earthworms in a temperate intercropping system in southern Ontario, Canada, *Agroforestry Systems* 44:141-149.

Québec. 2007. *Stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013: Un projet de société pour le Québec*. Gouvernement du Québec, Québec.

Rivest, D., Cogliastro, A., Bradley, R. L., Olivier, A., 2010. Intercropping hybrid poplar with soybean increases soil microbial biomass, mineral N supply and tree growth. *Agroforest. Syst.* 80(1), 33–40.

Rivest, D., A. Olivier et A. Gordon. 2010. Les systèmes de cultures intercalaires avec arbres feuillus : jumeler production de bois et production agricole tout en protégeant l'environnement. Fiche technique. Agriculture et agroalimentaire Canada. 12 p.

Rivest, D., A. Cogliastro et A. Olivier. 2009a. Tree-based intercropping systems increase growth and nutrient status of hybrid poplar: A case study from two Northeastern American experiments. *Journal of Environmental Management* 91 : 432-440.

Rivest, D., A. Cogliastro, A. Vanasse et A. Olivier. 2009b. Production of soybean associated with differently hybrid clones in a tree-based intercropping system in southwestern Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131 : 51-60.

Rivest, D. et A. Olivier. 2007. Cultures intercalaires avec arbres feuillus : quel potentiel pour le Québec ? *The Forestry Chronicle* 83 (4) : 526-538.

Rousseau, A., R. Quilbé, S. Savary, S. Ricard, J.-S. Moquet, M. S. Garbouj, et M. Duchemin. 2007. Vulnérabilité de l'agriculture en réponse aux changements climatiques: étude de l'influence passée et future de l'occupation agricole du territoire sur le régime hydrologique et la qualité de l'eau d'un bassin versant, à l'aide d'un système de modélisation intégré. INRS-ETE, Ouranos, Québec.

Roy V. et de Blois S. 2006. Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. *Biological Conservation* 130: 592-603.

Samson, R., Stamler, S. 2009. Going green for less: Cost-effective alternative energy sources. C.D. Howe Institute, Commentary 282, Toronto.

Samways, M. J., C. S. Bazelet et J. S. Pryke. 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation*. Volume 19, Issue 10, pp 2949-2962

Shaver, G.R., J. Canadell, F.S. Chapin III, J. Gurevitch, J. Harte, G. Henry, P. Ineson, S. Jonasson, J. Melillo, L. Pitelka et L. Rustad. 2000. Global Warming and Terrestrial Ecosystems: A Conceptual Framework for Analysis. *BioScience* 50(10): 871-882.

Smith, K.A., Thomson, P.E., Clayton, H., McTaggart, I.P., Conen, F., 1997. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmos. Environ.* 32, 3301-9

Stamps, W.T., Linit, M.S. 1998. Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. *Agroforestry Systems* 39: 73-89.

Stern, N., 2007. *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge University Press, ISBN: 9780521700801

Thevathasan, N.V., Gordon, A., 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforest. Syst.* 61, 257–268

Tol, R. 2009. An analysis of mitigation as a response to climate change. Copenhagen Consensus on Climate. Discussion Paper.

Udawatta, R.P. et Jose, S., 2012. Agroforestry strategies to sequester carbon in temperate North America. *Agroforest. Syst.*, 86(2) : 225 – 242.

Voorra, V., Barg, S., 2008. Pimachiowin Aki World Heritage Project Area ecosystem services valuation assessment. IISD, Manitoba.

Yohe, G.W., *et al.* (2007). "20.6 Global and aggregate impacts". In M.L. Parry *et al.*, *Perspectives on climate change and sustainability*. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Retrieved 2011-10-12.

### 3. Étude de cas sur les corridors écologiques

Mesure de la valeur économique des biens et services non marchands de corridors écologiques favorisant le maintien de la biodiversité dans les basses-terres du St-Laurent

Jérôme Dupras<sup>1</sup>, Andrew Gonzalez<sup>2</sup>, Cécile Albert<sup>3</sup>, Cyril Michaud<sup>4</sup> et Jean-Pierre Revéret<sup>5</sup>

#### Résumé

Les activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation et le développement routier, ont grandement fragmenté le paysage des basses-terres du Saint-Laurent. L'état de la biodiversité, intimement lié à la taille des milieux naturels intacts et à leur connexion, est fragilisé du fait de la fragmentation du territoire. Face aux tendances de l'évolution du territoire et aux impacts potentiels des changements climatiques, une solution pour maintenir les capacités de déplacements des espèces est d'identifier et de protéger de multiples corridors potentiels de migration entre des zones sources et des zones de destinations. La première partie de cette étude de cas vise à déterminer la valeur du changement d'utilisation des terres dans le territoire d'étude selon deux scénarios d'évolution du territoire en utilisant l'approche de transfert de bénéfices évaluant neuf grands services écosystémiques. La deuxième partie fait ressortir les limites de cette démarche et explore ce que pourrait être une alternative basée sur l'évaluation contingente qui permettrait d'estimer plus finement la valeur non marchande associée au maintien de la biodiversité.

#### 1. Introduction

Dans une optique d'augmentation de la capacité à prendre des décisions dans un contexte de changements climatiques, l'objectif de cette étude de cas consiste en un regard sur l'évaluation de la valeur économique des biens et services naturels non marchands produits par des réseaux écologiques favorisant le maintien d'écosystèmes durables et résilients. De telles valeurs visent à documenter l'efficacité de projets de gestion du territoire tout en contribuant au développement d'indicateurs économiques pertinents et intégrables aux outils d'aide à la décision.

Les activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation et le développement routier, ont grandement fragmenté le paysage des basses-terres du Saint-Laurent. Le projet «Corridors, biodiversité et services écologiques : un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et

---

<sup>1</sup> Département de géographie, Université de Montréal, jerome.dupras@umontreal.ca

<sup>2</sup> Département de biologie, Université McGill

<sup>3</sup> Département de biologie, Université McGill

<sup>4</sup> Groupe AGÉCO

<sup>5</sup> École des sciences de la gestion, UQAM

une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'ouest des basses-terres du St-Laurent», mené par l'équipe d'Andrew Gonzalez à l'Université McGill et financé par le consortium OURANOS dans le cadre de la mesure 26 du Plan d'action sur les changements climatiques 2006-2012 du gouvernement du Québec (PACC26-Ouranos). Le projet mesure la variation spatiale et la productivité des fragments de forêt restants dans l'ouest des basses-terres du Québec, en utilisant une combinaison d'indices de productivité et de méthodes de télédétection. Ces cartes sont ensuite analysées pour caractériser les fragments selon, entre autres, leur composition, leur configuration et leur connectivité. De multiples corridors potentiels de migration sont identifiés entre des zones sources et des zones de destinations et sont basés sur les capacités de déplacements des espèces.

Parmi ces alternatives, des réseaux optimaux, robustes, favorisant la résilience des écosystèmes face aux multiples facteurs de pression, sont identifiés en respectant la structure spatiale des réseaux écologiques sélectionnés et associés à des données sur les patrons connus de biodiversité (ex. diversité des arbres, des oiseaux migrateurs) et sur les services écosystémiques (ex. pollinisation, qualité de l'eau). Les résultats de ce projet permettront de proposer une gestion adaptative du réseau écologique qui passe par la protection du réseau actuel et l'insertion dans ce réseau de nouveaux fragments d'habitat et de corridors qui favoriseront le maintien de la biodiversité locale dans un contexte d'augmentation des pressions sur celle-ci, notamment au niveau de l'urbanisation et des changements climatiques.

Cette étude de cas vise donc à évaluer la variation de la valeur économique des biens et services écosystémiques (BSE) générés par de tels scénarios d'évolution du territoire. Comme on l'a vu plus tôt dans ce document, dans une optique d'optimisation de l'information disponible pour la prise de décisions relatives aux politiques publiques, l'évaluation socio-économique de biens publics dont l'existence affecte le bien-être commun des générations actuelles et futures est hautement pertinente. La valeur de ces BSE impactés par les changements climatiques risque fort de dépasser la seule valeur de leur usage direct qui est mesurable par les marchés sur lesquels se transigent certains de ces biens et services. Les pouvoirs publics et autres parties intéressées doivent par conséquent prendre en compte les autres valeurs comme celles provenant de l'usage indirect de ces BSE. On peut ici référer à la valeur d'option et la valeur de non-usage, tout comme la valeur d'existence, qui reflète l'utilité que l'on peut avoir quand on sait que certains biens et services existent, la valeur de legs qui reflète l'utilité issue du fait que certains BSE peuvent être préservés pour les générations futures et la valeur d'intendance qui mesure la valeur de maintenir la santé des écosystèmes pour tous les organismes vivants.

Les analyses empiriques montrent que les composantes de la valeur indirecte et/ou de non-usage sont souvent plusieurs fois plus importantes que la valeur d'usage direct des ressources environnementales (TEEB, 2010). La connaissance de ces valeurs non marchandes et des outils permettant leur mesure s'avère être une information d'intérêt afin d'analyser et d'orienter l'élaboration de méthodes d'évaluation et de mesure des efforts d'adaptation aux changements climatiques. Dans le cadre de cette étude, nous testons une approche de transfert de résultats pour observer la variation de la valeur des BSE non-marchands, afin de mesurer son efficacité d'un point de vue économique et d'offrir un éclairage nouveau sur la possibilité d'intégrer ce type

d'analyse économique aux processus de prise de décision dans un cadre d'adaptation aux changements climatiques.

## **2. Contexte du projet «Corridors, biodiversité et services écologiques»**

La capacité des écosystèmes et des sociétés humaines à s'adapter aux changements climatiques en cours dépendra de notre capacité de créer des paysages durables avec des réseaux socio-écologiques diversifiés et résilients. Les fragments de forêt en milieu agricole jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité, le fonctionnement et les services écologiques. Leur protection sera essentielle si le Québec veut atteindre ses cibles de conservation et si des paysages durables doivent être établis pendant le siècle à venir. Une stratégie pour augmenter la contribution des fragments boisés à la biodiversité et aux services écologiques est la conception d'un réseau écologique de fragments et de corridors boisés.

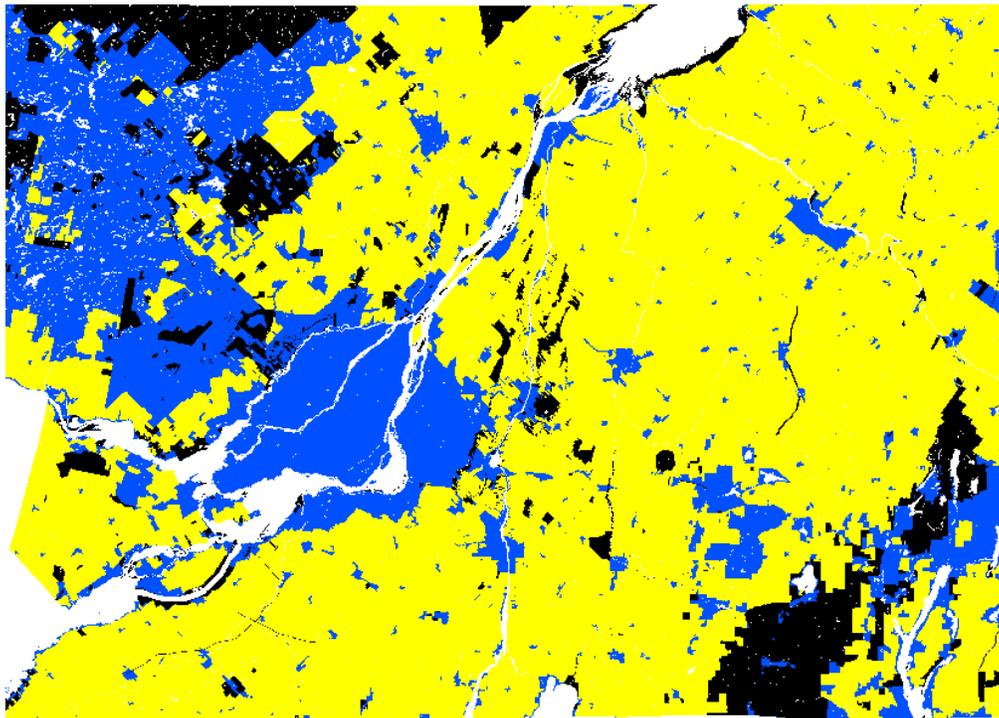
Les réseaux écologiques sont un ensemble d'écosystèmes qui forment un système spatialement cohérent organisé par des flux d'organismes, d'énergie et de nutriments, et qui interagissent avec le paysage dans lequel ils sont incorporés (Opdam et al. 2006, Blasi et al. 2008). Un réseau de fragments d'habitats et de corridors maintient non seulement la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes reliés mais étend son influence dans le paysage plus large (Ricketts et al. 2008, Farwig et al. 2009, Samways et al. 2010, Van Geert et al. 2010).

Nous en savons très peu sur la façon dont les changements dans l'utilisation des terres et les changements climatiques vont interagir avec la fragmentation de l'habitat, et encore moins comment un réseau écologique va simultanément influencer la biodiversité, le fonctionnement et les services écologiques durant une période de changement climatique. L'objectif de ce projet est donc de concevoir des réseaux écologiques robustes qui maintiennent des dynamiques écologiques durables et résilientes sous des trajectoires prédites de changements climatiques et de changement d'utilisation des terres pendant le siècle à venir. Les réseaux écologiques seront sélectionnés pour entretenir la biodiversité et l'approvisionnement des services et le fonctionnement écologique dans les basses-terres du Saint-Laurent.

Actuellement, l'aire d'étude est une mosaïque complexe dominée par des systèmes agroforestiers avec 10% du territoire en milieu urbain (voir figure 1). Sur la carte, on remarque que la zone urbanisée (ou potentiellement développable) est concentrée dans la région métropolitaine de Montréal. Le territoire agricole, dominant, est considéré comme non développable en vertu de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (L.R.Q. c. P-41.1). Avec une population croissante et des contraintes socio-économiques changeantes, il est à prévoir que le paysage continuera d'évoluer. Il faut donc être en mesure de planifier des réseaux qui pourront résister à ces changements. Les réseaux visent à maintenir la biodiversité et les services écologiques qu'elle procure ; cependant, les réseaux varieront selon les espèces et leurs capacités à se déplacer. Comme il n'est pas possible de prendre en compte chacune des espèces pour représenter la biodiversité, des espèces types ont été sélectionnées pour représenter les grands types d'habitats (ex. forêts matures ou jeunes, décidues ou résineuses, bords ou intérieur) et de comportement (espèces à forte ou faible capacité de dispersion et de

reproduction). Les espèces sélectionnées représentent aussi des classes différentes (ex. amphibiens, mammifères, oiseaux) et correspondent à différents niveaux trophiques. Des cartes de préférences d'habitat et de surface de capacité de dispersion ont été produites pour chacune des espèces sélectionnées. Des liens ont ensuite été créés entre les fragments d'habitat si la distance et la matrice sont propices aux déplacements de l'espèce. Les réseaux peuvent ensuite être analysés par la théorie des graphes pour déterminer les fragments de forêt et corridors qui contribuent le plus au maintien des propriétés du réseau dans le temps et dont la conservation est donc à prioriser.

**Figure 1 : Carte du territoire visé par le projet dans sa situation actuelle**



- Zone urbaine
- Zone agricole
- Eau
- Zone terrestre non incluse

En raison des changements d'utilisation des terres et les changements climatiques, ces réseaux sont amenés à changer. Pour simuler des changements dans l'utilisation du territoire, l'approche de modélisation utilisée comprend deux parties. D'abord, il y a un changement de composition du paysage imposé par les échelles supérieures (règlementations internationales, nationales et régionales dérivées à l'échelle de la zone d'étude) et influencé par la demande économique. Concrètement, cela correspond à définir des scénarios d'augmentation en surface des zones urbaines, par exemple par rapport au temps présent (ex. +10 vs. +30% de zones urbaines) et cela peut être obtenu par extrapolation des tendances passées ou par la mise en place de

scénarios fins en collaboration avec des acteurs locaux. Ensuite, il y a un changement de configuration régi par des processus de conversion locaux et basé sur la création de cartes de « qualité du paysage » aptes à supporter les différents types de développement. Ceci inclut un processus simple de diffusion (probabilité plus élevée de devenir urbain/agricole à proximité d'une zone déjà urbanisée/cultivée). Il existe aussi une autorisation de création de quelques « nouveaux centres » à chaque pas de temps qui permet d'envisager des développements urbains ou agricoles nouveaux, loin des centres déjà existants si les conditions locales le permettent. Une meilleure qualité pour un type d'utilisation des terres indique alors des conditions plus favorables à l'établissement de ce type.

Le paysage des basses-terres du Saint-Laurent sera influencé par les changements climatiques qui auront un effet sur la composition des fragments forestiers. Le volet de modélisation de la dynamique du paysage passe par la mise en place de groupes fonctionnels représentant les grandes stratégies fonctionnelles au sein des écosystèmes forestiers de la zone d'étude (ex. arbres, ligneux bas, herbacées).

### **3. Méthodologie**

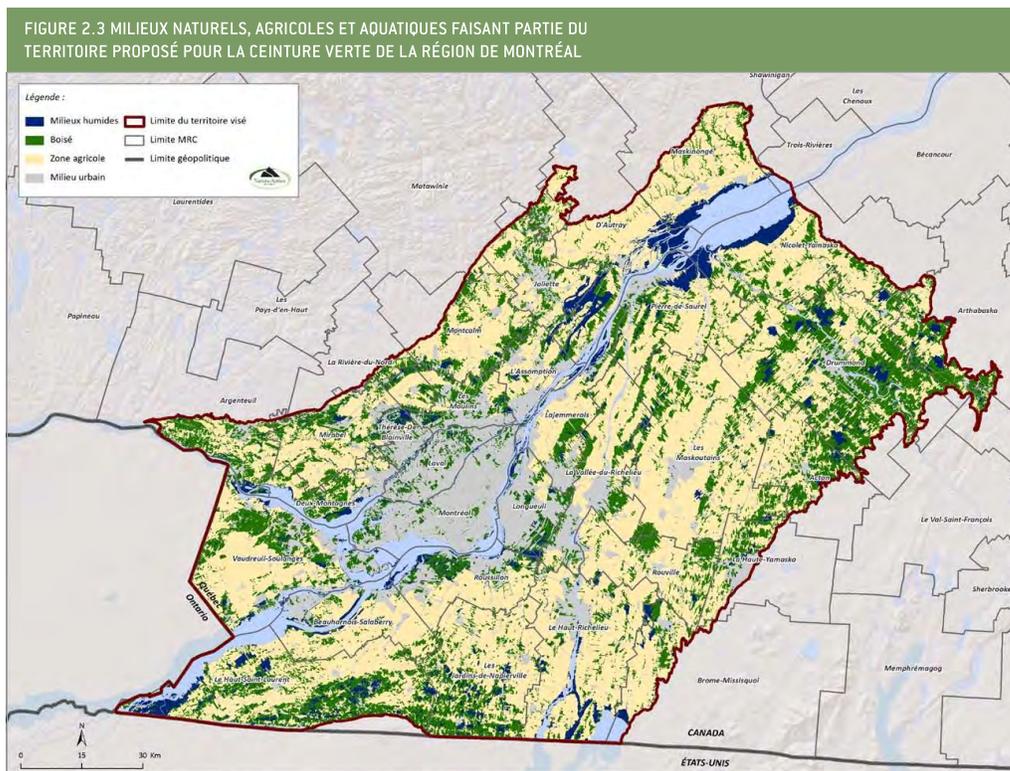
Pour évaluer la valeur des BSE, des méthodes d'évaluation non-marchande doivent être appliquées. On peut se référer à la troisième partie du guide pour un détail des familles d'outils et des méthodes existantes.

Dans le cadre de cette étude de cas, nous procéderons dans un premier temps à un exercice de transfert de résultats ou de valeurs qui permettra d'effectuer une estimation de ce que pourrait valoir le changement d'utilisation des terres en regard de certains services fournis par les écosystèmes ciblés. La méthode proposée vise principalement à évaluer la valeur des services écosystémiques en utilisant des résultats trouvés par des recherches récentes sur les BSE dans d'autres sites d'étude. La méthode de transfert de résultats qui est utilisée consiste à transférer les résultats de l'évaluation monétaire d'un BSE dans un contexte spécifique pour les appliquer à un autre et suppose une certaine similarité entre les sites sélectionnés, en termes de développement socioéconomique et caractéristiques environnementales (Genty, 2005). Dans cette étude de cas, nous utiliserons les données trouvées dans le cadre de l'étude de la valeur économique de la Ceinture Verte de Montréal publiée en février 2013 par la Fondation David Suzuki (Dupras et al., 2013) et dont le territoire visé chevauche en grande partie le projet «Corridors, biodiversité et services écologiques» (figure 2). Les résultats trouvés par Dupras et al. (2013) sont donc transférables au projet ici évalué et se basent sur une analyse exhaustivement de la littérature scientifique. La méthodologie du transfert de bénéfices utilisée dans cette étude de cas est détaillée dans la section 3.5 du chapitre 3 de ce guide.

Afin d'assurer la qualité du transfert de valeurs, une adaptation à la marge des résultats utilisés a été réalisée pour produire la base de données. Par exemple, les données transférées ont été converties en valeurs constantes exprimées en dollars canadiens 2010, en tenant compte des parités de pouvoir d'achat, afin de tenir compte des différences de pouvoir d'achat entre pays. Pour les données canadiennes, les données ont été ajustées en fonction de l'inflation. La valeur

unitaire utilisée dans les études comptabilisées pouvait varier. Ainsi, dans certains cas, la valeur unitaire est la volonté de payer par ménage ou les coûts de déplacement par usager, dans d'autres cas il s'agit de la valeur monétaire par hectare ou par acre, basée sur les coûts des dommages évités ou la valeur du facteur de production. Cet aspect a été un facteur limitant le nombre d'études retenues par Dupras et al., les auteurs se sont limités aux études mettant à disposition des résultats exprimés en valeur monétaire par hectare ou pour lesquels il était possible de déduire une valeur monétaire par hectare. Ainsi, certaines études présentant des résultats exprimés uniquement en fonction de la volonté de payer des ménages, sans faire référence à la superficie ou au territoire auquel cette volonté de payer s'appliquait, n'ont pu être retenues.

**Figure 2 : Milieux naturels, agricoles, urbains et aquatiques faisant partie du territoire proposé pour la Ceinture verte de la région de Montréal (tiré de : Fondation David Suzuki et Nature-Action, 2012)**



La méthodologie employée pour ce transfert de résultats consiste donc en une revue de la littérature économique disponible portant sur la valorisation des BSE produits par les différents milieux naturels présents dans la zone d'étude. Cette revue de plus de 250 articles et rapports scientifiques originaux a permis l'acquisition de données pouvant être transférées au contexte du Sud-Ouest du Québec. Afin de minimiser les biais liés au transfert des valeurs, seules les études originales, postérieures à 1990 et principalement réalisées dans des milieux tempérés en Amérique du Nord et en Europe, ont été retenues dans le cadre de l'étude de la Ceinture Verte.

Pour appliquer une valeur aux écosystèmes dans une logique d'approche par superficie, les valeurs sont exprimées en \$/ha/an. Ceci permet d'évaluer l'évolution du territoire en mesurant la valeur d'un différentiel dans la superficie de chacun des milieux. Par exemple, dans un scénario, la superficie des terres agricoles augmente de X ha par rapport à la situation actuelle, alors que les forêts et les milieux humides diminuent de Y et Z ha. En connaissant la valeur par hectare et le nombre d'hectares de chacun des milieux, il est possible d'identifier la valeur non marchande pour différents scénarios d'évolution du territoire.

#### **4. Résultats préliminaires du transfert de valeurs**

Dans le cadre de l'étude du territoire de la Ceinture Verte de Montréal, équivalent à la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent du cadre écologique de référence du Québec, neuf grands services naturels ont été étudiés et évalués selon leur apport au bien-être des communautés dans une perspective économique non marchande. Plusieurs autres BSE auraient également pu faire l'objet d'une analyse approfondie mais les limitations méthodologiques ont circonscrit les frontières de la recherche. En raison de facteurs comme la typicité socio-économique et géographique du territoire cible ou de l'unicité de certains services culturels et patrimoniaux, les valeurs relatives par exemple à la formation et à la fertilité des sols, aux aspects culturels, paysagers ou patrimoniaux n'ont pas pu être évalués. Qui plus est, les valeurs de références utilisées dans les calculs constituent souvent des prix plancher.

En conséquence, il faut souligner que les valeurs sont fournies ici dans une approche conservatrice et ne représentent qu'une partie de la valeur des écosystèmes et de leur contribution aux systèmes économiques du Sud du Québec. Les neuf services évalués dans le cadre de l'étude de la Fondation David Suzuki et Nature-Action Québec, lorsqu'applicables aux milieux humides, forestiers et agricoles sont :

- 1) La régulation du climat
- 2) La qualité de l'air
- 3) L'approvisionnement en eau
- 4) La régulation des crues et inondations
- 5) La pollinisation
- 6) L'habitat pour la biodiversité
- 7) Les loisirs et le tourisme
- 8) Le contrôle de l'érosion
- 9) Le contrôle biologique

##### **4.1. Valeur des écosystèmes forestiers**

Les services fournis par les systèmes forestiers sont multiples, que ce soit en stockant de larges quantités de carbone, en favorisant la conservation des sols, en fournissant un habitat favorable à plusieurs espèces et en participant à la production d'une foule d'autres services naturels (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Les forêts participent non seulement au maintien de la biodiversité et de l'intégrité des écosystèmes, mais sont aussi de grande importance pour les

communautés en leur assurant un approvisionnement en matières premières, en régulant la qualité de l'eau et de l'air et en fournissant ou en créant des opportunités récréatives, culturelles et éducatives. Outre ces rôles écologiques et sociaux, les forêts ont un impact névralgique dans la prospérité économique du Québec et du Canada où près de 600 000 emplois se relient directement ou indirectement aux milieux forestiers (Statistiques Canada, 2012).

Les pressions sur les milieux forestiers dans le Sud du Québec sont grandes. Le développement de l'agriculture, de la foresterie, des cultures maraîchères et horticoles et de l'acériculture ont participé à la fragmentation des habitats forestiers au cours des dernières décennies (Gratton, 2010). Le développement et l'étalement urbain, dont la demande pour de nouveaux territoires est constante, et certaines pratiques forestières non durables sont aujourd'hui les principales causes de la fragilisation de ces milieux (Gratton, 2010). Par surcroît, on dénote un fort morcellement des forêts, les parcelles restantes sont majoritairement entourées de zones agricoles ou urbanisées, ce qui effrite leur potentiel écologique.

La perte, la dégradation et la fragmentation du couvert forestier dans les Basses-terres du Saint-Laurent sont intimement liées à l'érosion de la biodiversité dans le Sud du Québec. Sur les centaines d'espèces présentes sur le territoire, environ 15% de celles vivant en milieu forestier sont en difficulté, certaines ayant même acquis le statut d'espèces dont la survie est menacée ou vulnérable comme la rainette faux-grillon de l'Ouest, la tortue des bois, le faucon pèlerin et le ginseng à cinq folioles (Gratton, 2010).

Le Tableau 1 synthétise les résultats de l'estimation de la valeur des différents BSE supportés par les milieux forestiers de la zone d'étude tels que présentés dans le cadre de l'étude de la Ceinture Verte de Montréal de la Fondation David Suzuki et Nature-Action Québec (Dupras et al., 2013). On note que le service de loisirs et tourisme est très important pour les milieux forestiers urbains et explique le fait que les forêts urbaines ont une valeur cinq fois plus grande que celles en milieu rural. Les autres services qui participent significativement à la valeur des écosystèmes forestiers sont la régulation du climat, l'habitat pour la biodiversité, la pollinisation, le contrôle des eaux de ruissellement et la purification de l'air, ces deux derniers services étant spécifiques aux forêts urbaines.

**Tableau 1 : Valeur des écosystèmes forestiers dans le Sud-Ouest du Québec (adapté de Dupras et al., 2013)**

<b>Biens et services écosystémiques</b>	Forêts urbaines et péri-urbaines (\$/ha/an)	Forêts rurales (\$/ha/an)
Régulation du climat		
<i>Stockage de carbone</i>	1 355	1355
<i>Séquestration du carbone</i>	48	48
Qualité de l'air	809	-
Pollinisation	675	675
Loisirs et tourisme	17 964	524
Approvisionnement en eau	677	677
Habitat	2 071	2 071
Traitement des polluants	-	-
Contrôle des eaux de ruissellement	1 653	-
Plaisir esthétique et spirituel	-	-
Contrôle biologique	41	41
<b>Valeur totale</b>	<b>25 293</b>	<b>5 391</b>

#### 4.2. Valeur des milieux agricoles

Le Québec a assuré la protection légale de son patrimoine agricole via la *Loi sur la protection du territoire agricole du Québec* qui fut adoptée en 1978. Même si sujet à de fortes pressions de développement et d'étalement urbain et ayant perdu plusieurs centaines d'hectares au cours des dernières décennies, le territoire agricole demeure le type de couverture de sol le plus important dans la zone couverte par le projet «Corridors, biodiversité et services écologiques : un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'ouest des basses-terres du St-Laurent», et le deuxième dans la Communauté métropolitaine de Montréal (26,6%), le territoire le plus urbanisé du Québec (CMM, 2008).

La transformation observée dans les milieux agricoles depuis les 40 dernières années concerne la conversion de cultures pérennes en cultures annuelles, une érosion dans la diversité des variétés en cultures et une diminution de la qualité des habitats naturels en milieu agricole (Gratton, 2010). Malgré cette tendance, les terres agricoles continuent de jouer un rôle important dans le maintien de plusieurs services écosystémiques en plus de fournir des biens alimentaires et de stimuler l'agriculture de proximité. Leur apport au niveau du paysage, de la connectivité écologique pour le maintien de la biodiversité ou des activités récréo-touristiques est indéniable et la mise sur pied de plus en plus répandue de pratiques agroenvironnementales est appelée à favoriser une foule d'autres bénéfices naturels (AAC, 2008).

Les terres agricoles de la zone d'étude sont principalement des terres en culture annuelle (e.g. maïs, soja, blé) et un peu moins de 10% sont des terres sous couverture permanente, des prairies ou des pâturages. Les cultures dépendant des pollinisateurs, telles les cultures de petits fruits et de légumes, couvrent 3% de la zone d'étude. Enfin, environ 15% des terres agricoles de la zone d'étude ne correspondent à aucune des catégories précédentes (Rioux et al., 2009). Ces terres comprennent notamment des terres en friches, des érablières et vergers et pour les besoins de cette étude sont associés à bien des égards aux terres sous couverture permanente.

**Tableau 2 : Synthèse de la valeur des biens et services écosystémiques des milieux agricoles (source : adapté de Dupras et al., 2013)**

<b>Biens et services écosystémiques</b>	<i>Couverture permanente, prairies, pâturages</i> \$/ha/an	<i>Cultures dépendant des polli.</i> \$/ha/an	<i>Cultures annuelles</i> \$/ha/an	<i>Érablières</i> \$/ha/an	<i>Vergers</i> \$/ha/an	<i>Friches</i> \$/ha/an	<i>Valeur moyenne milieux agricoles</i> \$/ha/an
Régulation du climat							
Stockage	425	425	425	425	425	425	425
Séquestration	18	-	-	18	18	18	5
Pollinisation	675	-	-	675	675	675	169
Loisirs et tourisme	176	176	176	176	176	176	176
Habitat biodiversité	-	-	-	-	-	-	-
Contrôle de l'érosion	56	-	-	56	56	56	14
Plaisir esthétique et spirituel	-	-	-	-	-	-	-
Contrôle biologique	41	-	-	41	41	41	10
<b>Valeur totale</b>	1 391	601	601	1 391	1 391	1 391	799

Le tableau 2 présente les valeurs pour 6 types d'écosystèmes agricoles différents. Nous rappelons qu'il s'agit d'un ordre de grandeur conservateur dans la mesure où ce montant n'inclut ni les valeurs liées au service d'habitat pour la faune et au paysage, ni les valeurs culturelles et patrimoniales. Plusieurs valeurs sont récurrentes d'un écosystème à un autre puisqu'il n'a pas été possible de les distinguer selon la littérature disponible. En se basant sur la valeur des 6 écosystèmes, nous avons estimé une valeur moyenne pour l'ensemble du territoire agricole.

Ces moyennes se basent sur la valeur de chacun des écosystèmes et la proportion de leurs superficies. Ainsi puisque la majorité des terres sont des cultures annuelles et cultures dépendantes des pollinisateurs (74,9%), l'incidence de ces types de systèmes est grande.

### **4.3. Valeur des milieux humides**

Les milieux humides comptent parmi les systèmes naturels les plus importants et productifs de la planète et se définissent comme étant des terrains où la nappe phréatique est à proximité ou au-dessus de la surface (Environnement Canada, 2004). D'importants services comme la filtration de l'eau et le traitement des polluants, l'habitat pour la biodiversité ou la régulation des crues sont associés à ce type d'écosystème (Gabor et al., 2004). Si le Canada compte 25% des milieux humides restants de la planète (1 300 000 km<sup>2</sup>), il n'en demeure pas moins qu'en zones urbaines, ceux-ci sont largement disparus en raison du drainage, remblayage ou d'une destruction directe (Environnement Canada, 2004). Ces pressions indues sur les milieux humides naissent de plusieurs raisons mais se résument à une méconnaissance et une sous-valorisation de leur apport environnemental et économique. Aujourd'hui, les services fournis par les milieux humides sont de plus en plus reconnus et s'intègrent progressivement à la gestion du territoire.

D'un point de vue économique, la perte de milieux humides entraîne des coûts accrus pour la société au niveau du traitement de l'eau, de la santé, des pénuries d'eau d'irrigation, du transport de l'eau et un creusage de puits plus profonds, ainsi qu'une baisse de revenus liés aux activités touristiques (Gabor et al., 2004). Au niveau des ménages, ces pertes se traduisent par des augmentations de coûts d'assurance en raison de risques d'inondations, une diminution de la valeur foncière tout en réduisant le potentiel d'activités récréatives comme la baignade et la pêche (Gabor et al., 2004)

Les tableaux 3 et 4 présentent les valeurs pour les milieux humides en zones urbaines et rurales dans la grande région de Montréal à partir desquels nous avons estimé une valeur moyenne. Il est à noter que les données sur le stockage de carbone pour les différents types de milieux humides étant disponibles, il a été possible de distinguer une valeur précise de stockage pour chacun des milieux.

**Tableau 3. Synthèse de la valeur des biens et services écosystémiques des milieux humides urbains (adapté de Dupras et al., 2013)**

<b>Biens et services écosystémiques</b>	Tourbières (\$/ha/an)	Marais (\$/ha/an)	Marécages (\$/ha/an)	Étangs et eaux peu profondes (\$/ha/an)	Valeur moyenne des milieux humides urbains (\$/ha/an)
Régulation du climat					
<i>Stockage de carbone</i>	1 362	795	633	992	946
<i>Séquestration du carbone</i>	28	28	28	28	28
Qualité de l'air	-	-	-	-	-
Pollinisation	-	-	-	-	-
Loisirs et tourisme	710	710	710	710	710
Traitement des déchets	3 248	3 248	3 248	3 248	3 248
Approvisionnement en eau	-	-	-	-	-
Habitat	2 298	2 298	2 298	2 298	2 298
Prévention inondations	6 432	6 432	6 432	6 432	6 432
Plaisir esthétique et spirituel	-	-	-	-	-
Contrôle biologique	-	-	-	-	-
<b>Valeur totale</b>	14 078	13 511	13 349	13 708	13 662

**Tableau 4. Synthèse de la valeur des biens et services écosystémiques des milieux humides ruraux (adapté de Dupras et al., 2013)**

<b>Biens et services écosystémiques</b>	Tourbières (\$/ha/an)	Marais (\$/ha/an)	Marécages (\$/ha/an)	Étangs et eaux peu profondes (\$/ha/an)	Valeur moyenne (\$/ha/an)
Régulation du climat					
<i>Stockage de carbone</i>	1 362	795	633	992	946
<i>Séquestration du carbone</i>	28	28	28	28	28
Qualité de l'air	-	-	-	-	-
Pollinisation	-	-	-	-	-
Loisirs et tourisme	710	710	710	710	710
Traitement des déchets	1 328	1 328	1 328	1 328	1 328
Approvisionnement en eau	-	-	-	-	-
Habitat	2 298	2 298	2 298	2 298	2 298
Prévention inondations	460	460	460	460	460
Plaisir esthétique et spirituel	-	-	-	-	-
Contrôle biologique	-	-	-	-	-
<b>Valeur totale</b>	6 186	5 619	5 457	5 816	5 770

#### 4.4. Variation de l'utilisation des terres

Une modélisation de certains paramètres de l'utilisation du territoire nous a permis à partir de la situation actuelle de dresser les grandes lignes de l'évolution des forêts, milieux humides et agricoles à l'intérieur du territoire cible pour deux scénarios typiques de la dynamique territoriale de la région visée. Il est à noter que, puisque les scénarios finaux du projet «Corridors, biodiversité et services écologiques» ne sont pas définitivement déterminés, nous avons choisi deux scénarios provisoires qui pourraient traduire l'évolution probable du territoire vers une augmentation du territoire urbanisé et agricole, mais dont l'un présente une stratégie d'aménagement favorisant la protection de la biodiversité en zone péri-urbaine.

Ainsi, face à la figure 1 qui représente la situation actuelle (tableau 5), le scénario de zonage nous entraîne dans une dynamique d'évolution du territoire qui serait marquée par le développement du territoire urbanisé et de l'agriculture et ce, au détriment des boisés, forêts et milieux humides (tableau 6). Les mêmes constats se posent pour le deuxième scénario, celui qui serait intégrateur de corridors pour préservation de la biodiversité, à la différence que la mise sur pied de corridors constitués de bandes riveraines, zones boisées ou milieux humides ralentit quelque peu les pertes de milieux naturels (tableau 7).

Cette caractérisation de l'utilisation des sols dans la situation actuelle et les deux scénarios évolutifs potentiels rend possible le calcul de différentiels dans la superficie de chacun des milieux évalués, c'est-à-dire les forêts, les milieux humides et les terres agricoles. Les types de milieux dont les services écosystémiques n'ont pas été évalués sont classés sous «Autres» et représentent à la fois les zones urbaines, les friches, les gravières, cours d'eau, bâtis et autres terres non catégorisées.

**Tableau 5 : Couverture des sols dans la situation actuelle sur le territoire cible**

Type de couverture de sol	Superficie totale (ha)	Superficie en milieu urbain (ha)	Superficie en milieu rural (ha)
<b>Agricole</b>	1 060 863,75	71 729,37	975 103,47
<b>Forêts</b>	1 082 659,05	278 194,68	607 554
<b>Milieux humides</b>	28 872,45	6 400,26	16 374,33
<b>Autres*</b>	308 904,57	218 160,45	66 147,3
<b>Total</b>	2 481 299,82	574 484,76	1 665 179,1

\* Bandes riveraines, bâti, urbain, friches, autres territoires non classés.

**Tableau 6 : Couverture des sols dans le scénario de «statu quo»**

Type de couverture de sol	Superficie totale (ha)	Superficie en milieu urbain (ha)	Superficie en milieu rural (ha)
<b>Agricole</b>	1 273 036,05	81 816,48	1 165 009,86
<b>Forêts</b>	834 586,02	225 278,28	423 704,16
<b>Milieus humides</b>	25 118,82	5 691,69	13 675,05
<b>Autres*</b>	348 558,93	261 698,31	62 790,03
<b>Total</b>	2 481 299,82	574 484,76	1 665 179,1

\* Bandes riveraines, bâti, urbain, friches, autres territoires non classés.

**Tableau 7 : Couverture des sols dans le scénario de «Corridors»**

Type de couverture de sol	Superficie totale (ha)	Superficie en milieu urbain (ha)	Superficie en milieu rural (ha)
<b>Agricole</b>	1 273 036,05	79 796,43	1 166 721,84
<b>Forêts</b>	834 616,53	227 309,13	422 012,34
<b>Milieus humides</b>	24 884,73	5 657,85	13 467,69
<b>Autres*</b>	348 762,51	261 721,35	62 977,23
<b>Total</b>	2 481 299,82	574 484,76	1 665 179,1

\* Bandes riveraines, bâti, urbain, friches, autres territoires non classés.

#### 4.5. Valeur économique des scénarios

La conjugaison des valeurs trouvées pour chacun des grands types d'écosystèmes par le transfert de résultats et leurs variations de superficie permet d'attribuer une valeur aux scénarios projetés. Ainsi, les tableaux 8 et 9 montrent la différence de valeur entre la situation actuelle et les scénarios de Zonage et de Corridors à la fois dans les zones rurales et les zones urbaines. La principale caractéristique de l'évolution du territoire telle que projetée réside dans la perte de milieux humides et forestiers au détriment de surfaces agricoles en majorité et, dans une moindre mesure, des zones urbanisées. Les implications sur la valeur des écosystèmes sont conséquemment le reflet de cette tendance : les forêts et milieux humides ayant une valeur non marchande plus élevée que les milieux agricoles, autant en zone urbaine que rurale, la variation des valeurs des services rendus par les écosystèmes dans les deux scénarios est largement négative, respectivement de l'ordre de 1 300 et 850 M\$/an.

Dans le scénario de «statu quo» en milieu rural, la conversion de 189 906 ha de forêts et milieux humides en terres agricoles équivaut à un gain de 151M\$ en terme de valeur non marchande pour les services écosystémiques, alors que dans le scénario «corridors», c'est un gain de 191 618ha qui se traduit en une variation positive de 153M\$. Dans les scénarios d'évolution du territoire en zone rurale, les pertes associées aux forêts se chiffrent à 183 849ha («statu quo») et 185 541ha («corridors») et de près de 2 699ha («statu quo») et 2 906ha («corridors») pour les

milieux humides, équivalant à des pertes de valeur de services cumulées annuelles de 1 006M\$ et 1 016M\$ respectivement. Ainsi le scénario de «statu quo» se traduit en milieu rural par une perte 855 M\$ par an et le scénario «corridors » par une perte de 864 M\$ par an en valeur des services écologiques.

En milieu urbain (tableau 9), les gains en terme de superficie agricole sont de 10 087ha («statu quo») et 8 067 («corridors») ce qui équivaut à des gains de 8 et 6M\$. Les pertes monétaires qui résultent des pertes de milieux humides, 708ha («statu quo») et 742ha («corridors»), et de forêts, 52 916ha («statu quo») et 50 885ha («corridors») se chiffrent à 1 347M\$ et 1 297M\$ respectivement. Ainsi le scénario de «statu quo» se traduit en milieu urbain par une perte 1304 M\$ par an et le scénario «corridors » par une perte de 1291 M\$ par an en valeur des services écologiques.

**Tableau 8 : Valeur économique de la variation de superficie totale entre les scénarios de statu quo et de corridors vis-à-vis la situation actuelle en milieu rural**

Type de couverture de sol	Valeur des écosystèmes (\$/ha/an)	Variation de la superficie totale «statu quo» (ha)	Valeur de la variation «statu quo» (\$/an)	Variation de la superficie totale «corridors» (ha)	Valeur de la variation «corridors» (\$/an)
<b>Agricole</b>	799	189 906,39	151,74M	191 618,37	153,10M
<b>Forêts</b>	5 391	(183 849,84)	(991,13M)	(185 541,66)	(1 000,26M)
<b>Milieux humides</b>	5 770	(2 699,28)	(15,57M)	(2 906,64)	(16,77M)
<b>Total</b>			(854,96M)		(863,93M)

**Tableau 9 : Valeur économique de la variation de superficie totale entre les scénarios de statu quo et de corridors vis-à-vis la situation actuelle en milieu urbain**

Type de couverture de sol	Valeur des écosystèmes (\$/ha/an)	Variation de la superficie totale «statu quo» (ha)	Valeur de la variation «statu quo» (\$/an)	Variation de la superficie totale «corridors» (ha)	Valeur de la variation «corridors» (\$/an)
<b>Agricole</b>	799	10 087,11	8,06M	8 067,06	6,45M
<b>Forêts</b>	25 293	(52 916,4)	(1 338,41M)	(50 885,55)	(1 287,04M)
<b>Milieux humides</b>	13 662	(708,57)	(9,68M)	(742,41)	(10,14M)
<b>Total</b>			(1 340,03M)		(1 290,73M)

## 5. Analyse du transfert de résultats

Les tableaux 8 et 9 nous montrent que les gains en valeur économique associés aux services écosystémiques des systèmes agricoles, soit la pollinisation, la régulation du climat, le tourisme, le contrôle de l'érosion et le contrôle biologique sont largement dépassés par les pertes monétaires liées à une disparition des milieux humides et forestiers. Ces résultats nous montrent aussi que selon la méthode de transfert de résultats, aucune valeur particulière n'est associée à l'aménagement du territoire. Même si l'on notait une érosion de la superficie totale des milieux naturels dans le scénario «corridors», les parcelles protégées seraient intégrées à un plan d'aménagement faunique. Les effets attendus de cet aménagement seraient bénéfiques pour le maintien de la biodiversité, tout particulièrement dans un contexte de changements climatiques et d'augmentation des pressions sur les espèces et habitats naturels. Toutefois, ce différentiel dans la biodiversité projeté entre les scénarios de «statu quo» et de «corridors» n'est pas saisi par la méthode et envoie une information faussée à l'analyste ou au décideur. En effet, si le décideur utilise des indicateurs de valeur non marchande des écosystèmes, ceux-ci doivent adéquatement refléter ce maintien de la biodiversité.

### *Analyse de la littérature*

Dans le cas présenté ici, nous avons travaillé sur le niveau primaire de l'établissement de corridors, soit la variation de l'usage des terres. Une façon d'utiliser le transfert de résultats de façon plus appropriée aurait été de se pencher sur les résultats attendus de la mise sur pied de ces infrastructures vertes, soit le maintien de la biodiversité dans une perspective d'augmentation des facteurs de pressions.

Toutefois, ceci n'a pas été possible dans le cadre de cette étude de cas pour deux raisons principales. D'abord, les résultats finaux de l'impact des corridors écologiques dans les basses terres du St-Laurent ne sont pas connus. Deuxièmement, un survol de la littérature (tableau 10) nous montre que les études traitant de l'établissement de corridors pour favoriser la biodiversité sont rares et que la constitution d'une base de données pour le transfert de résultats ou fonctions serait laborieuse.

Un aspect particulièrement intéressant de ce tableau, outre les valeurs trouvées dans les différentes études pour l'impact de l'établissement de corridors, est que les méthodes utilisées pour identifier une valeur aux corridors sont variées, i.e. prix hédoniques, coûts de remplacement, prix de marché, évaluation contingente (voir la section 3 du guide pour approfondissement de ces méthodes). En ce sens, nous proposons dans la prochaine section une ouverture vers une analyse plus fine de la valeur du projet «Corridors, biodiversité et services écologiques».

**Tableau 10 : Résumés d'études portant sur la valeur des corridors écologiques qui favorisent la biodiversité**

Auteurs	Description de l'étude	Méthode	Valeur (par an)
Stevens et al., 2000	Amélioration de la gestion des forêts (Massachusetts) par la création de zones tampons et corridors de connectivité, l'augmentation de la conservation et l'amélioration de la qualité de l'eau	Évaluation contingente Analyse conjointe	86 – 285 (\$US de 1997)
Naidoo et Ricketts, 2006	Création de 3 corridors pour préserver la réserve de biosphère Mbaracayu (Paraguay)	Prix de marché	0 – 927, moyenne 60 (\$US de 2005)
Wishart, 2002	Conservation du Tanque Verde Wash (Arizona)	Prix hédonique	193M (\$US de 2000)
Lindsey et al., 2004	Impact des trames vertes à Indianapolis (Indiana) sur l'immobilier	Prix hédonique	115,3M (\$US de 1999)
Sanchez et al., 2007	Valeur du programme de paiement pour services environnementaux (GES, loisirs, biodiversité, hydrologie) au Costa Rica par l'implantation de zones tampons, corridors et aires protégées	Prix de marché	210 – 537 (US\$ de 1999)
Hougner te al., 2006	Valeur de dispersion de graines de chênes par les geais via les corridors verts	Coûts de remplacement	15 000 – 67 000 (SEK de 2005)
van Meeuwen-Dijkgraaf et al., 2010	Valeur des corridors écologiques pour protéger des sites écologiques exceptionnels de Kaiman-Taurange (Nouvelle-Zélande)	Transfert de bénéfices	195M/an (NZ\$ de
Lant et Tobin, 1989	Valeur des bandes et corridors humides riverains en Illinois et Iowa.	Évaluation contingente	102,61 - 1 129,73/acre (\$US de 1987)

### *Les limites du transfert de résultats*

Plusieurs limites viennent donc ici encadrer l'analyse que l'on peut faire de ces résultats. Dans un premier temps, il est important de garder en tête que les valeurs estimées ici ne sont que des traductions des projections simplifiées de ce que pourrait être l'évolution du territoire. En effet, les scénarios générés par le projet «Corridors, biodiversité et services écologiques» ne sont pas utilisés ici, nous avons plutôt travaillé avec des simulations potentielles d'évolution de l'occupation des sols. Par conséquent, l'ampleur des arbitrages entre ces milieux n'est pas exactement connue et se reflètera inexorablement sur la valeur des services naturels non marchands. On doit donc regarder cette étude de cas comme une illustration de la démarche d'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes.

Cette étude constitue un premier regard sur la valeur de l'utilisation des terres. Toutefois, dans ce cas-ci, la méthode de transfert de résultats ne perçoit la création de corridors écologiques que comme une variation marginale de superficie de territoire et non comme participante à la création d'un méta-réseau pouvant influencer la qualité et la quantité d'un service. Cette étude de cas démontre donc les limites traditionnellement associées au transfert de résultats.

Parmi les limites, nous pouvons souligner que la mesure du bien-être humain en termes économiques ne peut être plus précise que les études originales. Également, la validité et

fiabilité du transfert dépendent du jugement du chercheur à propos des conditions de transfert, tout comme l'emploi du transfert d'avantages nécessite la définition préalable du niveau de précision nécessaire à des fins d'évaluation, qui est liée à l'incertitude acceptable (Desvougues et al., 1992; Loomis, 1992).

Outre ces limites classiques de la méthode, il convient de mentionner que dans la situation illustrée dans cette étude de cas, le transfert de résultats peut être inapproprié car peu d'études ont été menées sur le thème de la valeur de corridors écologiques et de la connectivité au sens large. Un regard sur les quelques études existantes à ce sujet (tableau 10) montre qu'elles sont à bien des égards inadéquates au transfert, puisque plusieurs contraintes se dressent face aux ajustements qui pourraient être faits pour assurer un transfert des résultats ou fonctions. En effet, les types de corridors ou de trames étudiés, leurs caractéristiques naturelles, géographiques et/ou socio-économiques, sont loin de rencontrer celles associées au présent projet.

À la lumière de ces résultats, nous pouvons penser que l'utilisation du transfert d'avantages basé sur la couverture de sol (valeur par hectare, par km<sup>2</sup>, par polygone, etc.) n'est pas appropriée pour saisir adéquatement la valeur de services qui ne sont pas forcément liés à la taille de parcelles. Ce type d'évaluation est particulièrement lié à l'utilisation des populaires logiciels de Système d'Information Géographique comme InVEST, ARIES ou CityGREEN. Nous recommandons ainsi le recours à ces outils dans des situations où le transfert de résultats serait davantage relié à des situations où les services à évaluer sont liés à une fonctionnalité du territoire, par exemple par la filtration de l'eau, la régulation du climat par la séquestration de carbone ou le traitement naturel des polluants.

## **6. Alternatives au transfert de résultats**

Nous avons pu voir que la méthodologie du transfert d'avantages révèle ses limites quant à un regard holistique sur les services évalués. Bien que dans ce cas elle soit en mesure de révéler les impacts économiques non marchands pour quelques services relatifs à un changement d'utilisation des terres, sa capacité à saisir l'apport d'une amélioration au *pro rata* de la biodiversité nous amène à considérer des alternatives qui pourraient davantage capter cette facette.

Nous définirons donc brièvement les étapes qui se présenteraient pour procéder à une analyse *in situ* de la valeur des BSE fournis par la création de corridors écologiques pour favoriser le maintien et la valorisation de la biodiversité. Cette approche serait davantage appropriée pour saisir la véritable valeur de la mise sur pied de corridors écologiques. Une analyse de l'impact sur les systèmes naturels, et les services qu'ils génèrent, du maintien de la biodiversité actuelle permettrait d'identifier des services qui sont plus difficilement saisissables par la méthodologie du transfert de résultats, notamment tout ce qui a trait aux services culturels. Pour ce faire, des indicateurs précis de modifications des services écosystémiques doivent être générés afin de relier les fonctions écologiques à une augmentation de l'utilité des usagers. Par exemple, pour évaluer la valeur d'usage direct, indirect et d'existence de la biodiversité, il serait possible de

référer à la valeur qu'accordent les citoyens et usagers en terme de récréo-tourisme par la technique d'évaluation contingente.

### *Caractéristiques de l'évaluation contingente*

La recommandation de l'utilisation d'une technique de préférences exprimées s'explique par l'absence de marchés qui pourraient permettre d'extraire des valeurs pour des aménités environnementales et par un désir de saisir une plus large part de la valeur non marchande. Quand aucun comportement de consommateurs ne peut être analysé, les méthodes directes proposent de créer un marché simulé où se transigeraient des aménités naturelles et où les agents économiques pourraient exprimer leurs préférences. Ces techniques d'enquête consistent en l'échantillonnage d'une population et de la mesure du consentement à payer (ou recevoir) individuel pour une amélioration (ou dégradation) d'un ou de plusieurs biens et services naturels. Il est ensuite possible d'extrapoler les résultats moyens à l'ensemble de la population afin de connaître la valeur totale de l'élément ciblé. La technique la plus répandue parmi ce groupe est la méthode d'évaluation contingente (MEC).

L'importance du design du questionnaire est grande dans cette démarche : il constitue l'outil central de l'évaluation (Bateman et al., 2002). Celui-ci peut être administré de différentes façons aux répondants, par téléphone, en personne, par internet, etc. La définition de l'actif naturel à valoriser, tout comme sa variation dans le temps, dépendamment des scénarios, est cruciale pour saisir le juste consentement à payer. La révélation du consentement à payer chez le répondant doit par la suite se faire au moyen d'une question et d'un support de paiement (compte de taxes, impôts, don à un organisme, etc.). Le questionnaire doit également comporter une question sur les caractéristiques socio-économiques des répondants. L'âge, le revenu, le sexe ou l'éducation constituent des caractéristiques critiques lorsque vient le temps de tester la validité du modèle et des réponses obtenues. Ces informations sont aussi nécessaires pour la transposition des résultats de l'échantillonnage à l'ensemble des ménages ou individus de la zone cible. Les résultats issus de cette méthode permettent de mesurer une valeur totale, intégratrice des valeurs d'usage direct, indirect, d'option et des valeurs de non-usage.

Afin de réaliser une étude d'évaluation contingente, il faut respecter une démarche en 7 étapes (Bateman et al., 2002):

1. Définir les objets et objectifs de l'étude
2. Construire les scénarios selon les attributs et les niveaux
3. Élaborer un design expérimental
4. Définir une stratégie d'échantillonnage
5. Effectuer la collecte de données
6. Modéliser et analyser les données
7. Présenter les résultats

Pour les étapes 1, 2 et 3, les travaux menés dans le cadre du projet «Corridors, biodiversité et services écologiques» permettraient d'identifier les bases de travail pour la construction de

l'étude. Les recommandations portant sur le type de réseau écologique qui faciliterait le maintien de la biodiversité et le fonctionnement des paysages actuels fragmentés serviraient de base pour la construction des scénarios d'évolution des milieux naturels et du territoire dans le temps. Ce type d'élaboration de scénarios d'évolution du territoire serait propice à l'utilisation d'une démarche d'enquête par paysage intégré. Dans de tels cas, le répondant est appelé à exprimer son consentement à payer pour une amélioration de son environnement en se basant sur des illustrations de l'évolution du paysage (accompagnés d'explications et d'informations pertinentes sur les caractéristiques naturelles changeantes) qu'il expérimente en tant qu'utilisateur du territoire. Le répondant doit ainsi exprimer le montant qu'il serait prêt à payer pour atteindre un niveau supplémentaire d'évolution du paysage, qui, lui, est intégrateur de multiples services écosystémiques, tels l'esthétique du paysage, le maintien des habitats pour la biodiversité, la qualité de l'eau, etc.

À titre d'exemple, la figure 3 montre les images tirées d'une étude d'évaluation contingente par paysage intégré où les répondants sont appelés à exprimer leur valorisation, en termes monétaires, des scénarios proposés pour l'évolution du territoire (Dupras et Revéret, sous presse). Dans cette étude, on demandait au répondant le montant qu'il serait prêt à payer sur son compte de taxes municipales par année pendant 5 ans pour que se réalisent de tels scénarios. En plus du référentiel pictural, le répondant disposait d'une information à propos d'indicateurs écologiques du milieu au niveau de la biodiversité, de la qualité de l'eau et de la diversité des paysages.

Le design expérimental serait complété par l'élaboration des questions sur le consentement à payer, le véhicule de paiement et sur les sections portant sur les connaissances générales des répondants et leurs conditions socio-économiques.

Au niveau des résultats obtenus, la mesure des consentements à payer des résidents et usagers permettrait de fournir la valeur économique des scénarios proposés d'évolution du territoire. Ces résultats pourraient notamment être mis en relief avec les coûts d'implantation de tels projets et éventuellement intégrer une démarche de prise de décision. La démarche informera également sur la possibilité d'utiliser à plus large échelle des méthodes d'évaluation économiques des biens non marchands, tel l'évaluation contingente, dans les politiques et mesures d'adaptation aux changements climatiques.

**Figure 3 : Images représentant l'évolution des scénarios dans une étude d'évaluation contingente (tirés de Dupras et Revéret, sous presse)**

a) Image de référence: situation actuelle



b) Statu quo dynamique



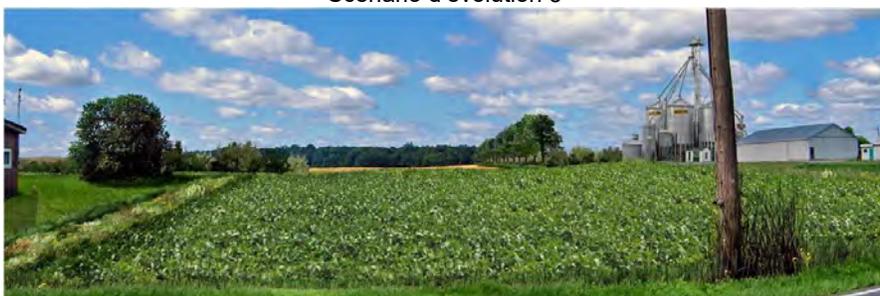
c) Scénario d'évolution 1



Scénario d'évolution 2



Scénario d'évolution 3



## Conclusion

En tentant d'appliquer une valeur aux écosystèmes de la grande région de Montréal et de monétariser des scénarios d'évolution du territoire, cette étude de cas vient démontrer de façon concrète les limites de la méthode du transfert de résultats. En ne montrant pas de différence entre deux scénarios d'évolution du territoire à l'impact variable sur le maintien de la biodiversité, cette méthode renvoie à ses conditions d'utilisation particulières et ce, malgré une apparente pertinence géographique, environnementale et économique des résultats transférés. En conséquence, nous recommandons pour évaluer la valeur non marchande des services écosystémiques associés à l'établissement de corridors écologiques favorisant le maintien de la biodiversité de recourir à une technique d'évaluation directe qui, bien que plus exigeante en termes de temps et de ressources financières, pourrait mieux remplir l'objectif de la recherche.

## Bibliographie

Agriculture and Agri-Food of Canada. 2008. Federal-Provincial-Territorial Framework Agreement on Agricultural and Agri-Food Policy for the Twenty-First Century. <http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1201110596840&lang=eng>

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. et Swanson, J. (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: a manual*, Éd. Edward Elgar, Chentelham, Royaume-Uni, Northampton, MA, États-Unis, 458 p.

Blasi, C. et al. 2008. The concept of land ecological network and its design using a land unit approach. *Plant Biosystems* 142: 540-549.

Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) (2008) Recueil statistique des activités agricoles sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. 19pp.

Desvousges W.H., Naughton M.C., Parson G.R. 1992. Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies. *Water resource research*, vol. 28, iss. 3, pp. 675-683

Dupras, J., Michaud, C., Charron, I., Mayrand, K. et Revéret, J.P. (2013). Le capital écologique du Grand Montréal : une évaluation économique de la biodiversité et des écosystèmes de la Ceinture Verte. Rapport préparé pour la Fondation David Suzuki et Nature-Action Québec, 61p.

Dupras, J. et Revéret, J.-P. (sous presse). L'analyse économique des pratiques agroenvironnementales et du paysage agricole : étude de cas au Ruisseau Vacher. In : Domon, G. et Ruiz, J. (dir.), *Agriculture et paysage : des rapports à révéler, à réinventer*. Presses de l'Université de Montréal.

Environment Canada. 2004. Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada. Institut national de recherche scientifique, Burlington, Ontario. Rapport no3, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE et Série de documents d'évaluation de la science de la DGSAC, numéro 1. 148 p.

Farwig, N. et al. 2009. Isolation from forest reduces pollination, seed predation, and insect scavenging in Swiss farmland. *Landscape Ecology* 24: 919-927.

Fondation David Suzuki et Nature-Action Québec, 2012. Une Ceinture Verte grandeur nature: Un grand projet mobilisateur pour la région de Montréal. Rédaction : Adams, T., Arbour, M.L., Bigras, P., Cormier, C., Dupras, J., Leboeuf, M., Mayrand, K., Minelli, F. et Toussaint, J.P., 49p.

Gabor, T. S., North, A. K., Ross, L. C. M., Murkin, H. R., Anderson, J. S. Anderson, et Raven, M. 2004. Natural Values – The Importance of Wetland and Upland Conservation Practice in Watershed Management: Function and Values for Water Quality and Quantity. Rapport inédit de Canards Illimités Canada. 55 p.

Genty, A (2005). Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 77, p. 5-32.

Gratton, L. (2010) Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain. La Société canadienne pour la conservation de la nature, région du Québec, Montréal, Québec, Canada. 150 pp.

Hoehn, J.P. (2006). Methods to address selection effects in the meta regression and transfer of ecosystem values. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 389-398.

Hougnér, C., J. Colding and T. Söderqvist, 2006. "Economic Valuation of a Seed Dispersal Service in the Stockholm National Urban Park, Sweden" *Ecological Economics* 59, no.3, pp. 364-374.

Lant, C.L., and G.A. Tobin, 1989. "The Economic Value of Riparian Corridors in Cornbelt Floodplains: A Research Framework." *Professional Geographer* 41, no. 3, 337-349.

Lindsey, G., J. Man, S. Payton and K. Dickson, 2004. "Property Values, Recreation Values, and Urban Greenways" *Journal of Park and Recreation Administration* 22, No. 3, pp. 69-90

Loomis B.J. 1992. The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer. *Water resource research*, vol. 28, iss. 3, pp. 701-705.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being. Vol 2: Current states and trends.* Island Press, Washington DC, 917 p.

Naidoo, R. T. H. Ricketts, 2006. "Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation" *Plos Biology* Vol. 4 (11), p. 2153-2164

Opdam, P. et al. 2006. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.

Ricketts TH, Regetz J, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Bogdanski A, Gemmill-Herren B, Greenleaf SS, Klein AM, Mayfield MM, Morandin LA, Ochieng A, Viana BF. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499-515.

Rioux, S., C. Latendresse., B. Jobin, A. Baril, C. Maisonneuve, C. Boutin et D. Côté (2009) Dynamique des habitats fauniques dans les Basses-terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997. *Le Naturaliste canadien*. 133, pp. 20-28.

Samways et al. 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity Conservation* 19: 2949-2962.

Sanchez-Azofeifa, G. A., A. Pfaff, J. A. Robalino and J. P. Boomhower, 2007. "Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact" *Conservation Biology* 21, no. 5, pp. 1165–1173

Statistique Canada, Enquête sur la population active, mars 2012

Stevens, T.H., R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge and C. Willis, 2000. "Comparison of Contingent Valuation and Conjoint Analysis in Ecosystem Management." *Ecological Economics* 32 p. 63-74

TEEB, 2010. L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB. Programme des Nations Unies pour l'environnement, 46 p.

Van Geert, A. et al. 2010. Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology* 98: 178-187.

van Meeuwen-Dijkgraaf, A., Shaw, W.B. et Mazzieri, F., 2010. Ecosystem Services of Protected areas and Ecological Corridors within the Kaimai-Tauranga Catchments. Technical report series 2, Conservation Support Supervisor (Biodiversity) / Conservation Analyst, East Coast Bay of Plenty Conservancy, 103 p.

Wishart, Jr., S. W., 2002. "Econometric Estimation Of Non-market Values And Evaluation Of Benefit Transfer Techniques" Thesis, The University of Arizona.

## 4. Étude de cas sur le recyclage

Étude de cas : la récupération des contenants de boisson au Québec et les changements climatiques.

Amélie Côté<sup>1</sup> et Jie He<sup>2</sup>

### Résumé

La *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* adoptée en 2011 par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) aborde la question de la consignation des matières recyclables. À cet effet, l'action 31 du Plan d'action propose d'évaluer la performance des systèmes. Ainsi, advenant l'atteinte d'une performance de la récupération des contenants de la collecte sélective qui « *est équivalente à celle du système de consignation pour les produits similaires et que les services de récupération des contenants de boissons gazeuses consommées hors foyer sont facilement accessibles et bien répartis sur le territoire* », l'abolition de la consigne publique des boissons gazeuses sera envisagée (MDDEP, 2011).

C'est dans ce contexte que s'inscrit l'étude de cas présentée, qui traite de la récupération des contenants de boisson au Québec. Elle intègre l'approche multi-attributs afin de quantifier la volonté à payer (VAP) des individus pour différents éléments en lien avec la récupération des contenants de boisson, notamment les réductions d'émissions de gaz à effet de serre (GES). Un questionnaire a été administré à 1209 Québécois pour en arriver aux résultats obtenus et analysés.

Cette étude de cas se divise en quatre parties : la mise en contexte de la recherche, l'explication détaillée du lien entre la récupération des contenants de boisson et les émissions de GES, la présentation du questionnaire et de l'approche multi-attributs, ainsi que les résultats.

### Mise en contexte

Les contenants de boisson constituent une part significative des matières résiduelles générées par les Québécois, soit 67 kg par personne par année en 2005, comparativement à un total de 405 kg par personne dans le secteur municipal en 2008 (RECYC-QUÉBEC, 2005; RECYC-QUÉBEC et ÉEQ, 2009).

Historiquement, la consignation des contenants de boisson est apparue comme une mesure adoptée dans le but de lutter contre les déchets sauvages et la pollution dans les espaces publics (RECYC-QUÉBEC, 1991). Partant d'un système où seuls les contenants de verre à remplissages multiples étaient récupérés, de nombreuses alternatives se sont développées au fil des années pour accroître sa performance. C'est ainsi que la consigne de canettes

---

<sup>1</sup> Département d'Économique, Université de Sherbrooke

<sup>2</sup> Département d'Économique, Université de Sherbrooke

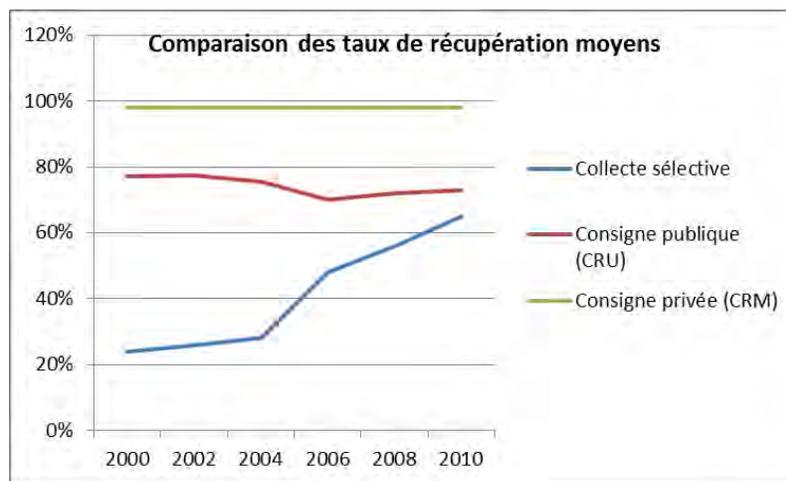
d'aluminium a été instaurée en 1984 et que différents systèmes de collecte de matières recyclables ont été mis en place et se sont généralisés par la suite, notamment la collecte sélective (Gouvernement du Québec, 1984; RECYC-QUÉBEC, 2008).

Au Québec, il existe trois systèmes de récupération des contenants de boisson :

- La consigne publique des contenants à remplissage unique (CRU) de bières et de boissons gazeuses;
- La consigne privée des contenants à remplissages multiples (CRM) de bière;
- La collecte sélective (CS) pour les autres types de contenants qui sont récupérés à domicile.

La figure 1.1 illustre l'évolution de leurs taux de récupération respectifs depuis 2000. À noter que le taux de récupération de la collecte sélective inclut toutes les matières récupérées à domicile, puisque les données désagrégées et traitant spécifiquement les contenants de boisson n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction de ce document.

**Figure 1.1 Comparaison des taux de récupération des systèmes de consigne et de collecte sélective**



Sources : Compilation d'après ÉEQ et RECYC-QUÉBEC, 2011; Laquerre, 2011b et Brassard, 2012

Malgré le fait que la performance de la collecte sélective se soit améliorée considérablement au fil des années, plusieurs éléments font en sorte que la comparaison des systèmes demeure complexe. Parmi les différences majeures à considérer, la consigne privée des CRM mise sur la réutilisation des contenants. Une bouteille de type CRM est réutilisée en moyenne 15 fois. Les autres types de contenants sont quant à eux recyclés directement. De plus, la consigne vise à la fois les contenants consommés à domicile et hors foyer, ce qui n'est pas le cas de la collecte sélective.

Tous ces éléments devraient être pris en compte lorsque le taux de récupération des contenants de boisson est calculé. En effet, chaque système engendre des impacts qui peuvent varier au niveau des externalités environnementales et économiques. C'est à partir de ces informations et des données disponibles que les différentes hypothèses de recherche ont été développées.

L'objectif de l'étude est d'évaluer les systèmes en fonction de la perception des citoyens quant aux priorités à considérer au niveau de la récupération des contenants de boisson. Dans la perspective où les Québécois sont les principaux utilisateurs des systèmes, et en ce sens garants de leur succès, la prise en considération de leurs préférences semble adéquate à intégrer dans le cadre de la réflexion actuelle.

Pour ceci, le questionnaire propose d'intégrer l'approche multi-attributs pour évaluer la VAP des Québécois pour différents aspects liés au développement durable des systèmes de récupération des contenants de boisson, tels que la création d'emploi et les émissions de gaz à effet de serre, etc. L'approche multi-attributs n'avait à ce jour jamais été utilisée au Québec pour quantifier les préférences des utilisateurs des systèmes de gestion des matières résiduelles (GMR) et elle permet d'intégrer les préférences des individus dans le processus décisionnel.

### *L'approche multi-attributs et la récupération des contenants de boisson*

La formulation de la question intégrant l'approche multi-attributs, sélectionnée afin d'atteindre les objectifs du questionnaire, est présentée dans cette section. Avant de s'y attarder, une courte revue de littérature permet d'appuyer le choix de cette approche plutôt que l'évaluation contingente.

## **2.1 Justification du choix de l'approche**

Plusieurs auteurs ont utilisé l'approche multi-attributs pour évaluer la VAP : Tiller et al. (1997) ont évalué la VAP des ménages suburbains et ruraux pour l'instauration d'un dépôt de matières recyclables, Palatanik et al. (2005) ont procédé à une évaluation de la VAP des citoyens de deux municipalités israéliennes pour l'instauration de services de collecte de MR, Jin et al. (2006) ont comparé des résultats obtenus par l'évaluation contingente et l'approche multi-attributs pour évaluer les options favorisées par les citoyens de Macao afin de réduire l'incinération des matières résiduelles incinérées. Les résultats liés aux deux méthodes sont similaires malgré une variation, où la VAP évaluée par l'approche multi-attributs est plus élevée.

Comme les objectifs étaient similaires à ceux de ces études et que l'utilisation de plusieurs attributs permet d'évaluer la VAP par rapport à différents éléments faisant partie des considérations en lien avec le développement durable, l'approche multi-attributs a été favorisée plutôt que d'autres formes plus classiques d'évaluation contingente. Ce choix a permis de considérer une multitude de facteurs dans l'évaluation de l'étude de cas plutôt que de limiter les résultats à une valeur monétaire unique pour l'ensemble d'un système. De plus, elle a permis de mesurer les impacts de la variation des scénarios sur la VAP.

## **2.2 Contexte du questionnaire de recherche et autres attributs intégrés**

Les éléments sélectionnés pour définir les systèmes sont des attributs en lien direct avec ceux-ci, dont la valeur varie en fonction des scénarios établis. En se basant sur la littérature existante dans le domaine, un recensement des différents attributs qui ont déjà été sélectionnés à des fins similaires a été fait (tableau 2.1).

**Tableau 2.1 : Recension des différents attributs utilisés pour des études de multi-attributs**

Auteur année	Sasao 2004	Jin, Wan et Ran 2006	Sakata 2007	Karouakis et Birol, 2008	Ku et Yoo 2010	Pek et Jamal (sous presse)
<b>Objet de l'étude</b>	Coûts sociaux de l'enfouissement	Préférences pour des programmes de GMR	Préférences pour les services municipaux de GMR	Préférences services de CS	Investissement pour les ressources renouvelables	Options de disposition des déchets solides
<b>Attributs évalués</b>	Provenance des déchets acceptés	Tri des matières à la source	Quantité de tris à effectuer	Nombre de matières collectées	Effets sur le paysage	Peur des impacts, facteurs psychologiques
	Nombre de maisons à proximité du site	Réduction du bruit	Taux de récupération	Collecte de textiles		Utilisation du territoire
	Existence d'un puits d'eau potable	Fréquence de collecte	Mode de taxation	Collecte de compost	Création d'emplois	Qualité de l'eau de la rivière adjacente
	Distance du domicile du répondant		Taux d'émission de CO2	Fréquence de collecte par mois	Pollution de l'air	Pollution de l'air
	Coûts annuels	Coûts mensuels supplémentaires	Coûts annuels	Coûts mensuels	Coûts mensuels	Coûts mensuels supplémentaires

Les attributs sélectionnés correspondent à ceux surlignés dans le tableau 2.1. Ceux-ci ont été choisis afin d'évaluer les systèmes de récupération des contenants de boisson, tout en s'appuyant sur les recherches antérieures et les attributs qui avaient déjà été choisis pour des recherches similaires.

Les scénarios identifiés pour calculer des différentes valeurs des attributs identifiés sont les suivants :

- Statu quo / Statu quo et hausse de la valeur de la consigne
- Élargissement de la consigne aux bouteilles de plastique, avec ou sans hausse
- Élargissement de la consigne aux bouteilles de plastique et de vins, avec ou sans hausse
- Abolition de la consigne publique des boissons gazeuses, avec ou sans hausse
- Abolition de la consigne

Les critères sélectionnés sont des attributs associés aux systèmes de consigne et de collecte sélective et varient en fonction des scénarios établis. Les valeurs pour chacun des attributs ont

été calculées à partir des données disponibles et, le cas échéant, de différentes hypothèses évoquées dans le cadre d'études pertinentes abordant un sujet similaire.

Par la suite, la combinaison des scénarios a été effectuée en se basant sur les résultats de calculs faits pour chacun des attributs. Toutes les valeurs associées au statu quo ont été sélectionnées puisqu'il s'agit du scénario de base auquel ont été comparées toutes les options. Les valeurs ont été choisies afin d'obtenir un écart significatif entre chacune d'elles. Ainsi, le choix des préférences des répondants pouvait être plus clair et les extrapolations de la valeur de chaque attribut associé à un scénario précis a pu être fait dans un intervalle convenable.

Afin de s'assurer de la faisabilité de la question de recherche, incluant 6 combinaisons de 3 *choice sets* entre lesquels chaque répondant aurait à choisir, un prétest a été effectué auprès d'une quinzaine de personnes.

Le tableau 2.2 représente une combinaison de scénarios, tel que présenté dans le cadre de l'administration d'un questionnaire. Chaque répondant avait à faire le choix entre trois options pour 6 tableaux similaires.

**Tableau 2.2 Exemple de scénario d'approche multi-attributs présenté pour l'évaluation des systèmes de récupération des contenants de boisson**

Scénarios	A- Situation actuelle	B	C
Taux de récupération des contenants	69%	64%	82%
Impact équivalent au nombre de voitures sur les routes	Aucun changement	Baisse d'émissions équivalentes à moins 26 809 voitures	Baisse d'émissions équivalentes à moins 5 211 voitures
Création d'emplois	Aucun changement	632	219
Frais de la consigne pour le citoyen	0\$ si je retourne tous mes contenants chez le marchand 29\$ par année si je ne rapporte pas les contenants	0\$ si je retourne tous mes contenants chez le marchand 49\$ par année si je ne rapporte pas les contenants	0\$ si je retourne tous mes contenants chez le marchand 110\$ par année si je ne rapporte pas les contenants

### 3. Les émissions de gaz à effet de serre et la gestion des matières résiduelles

En 2008, l'enfouissement et l'incinération représentaient 5,9% des émissions de GES au Québec (MDDEP, 2010). Comme il s'agit en ce sens d'un impact environnemental non négligeable, la formulation de notre question multi-attributs a été effectuée afin d'intégrer cet enjeu dans l'analyse. Ainsi, les impacts potentiels des systèmes de récupération des contenants de boisson sur les émissions de GES au Québec ont pu être pris en considération par les répondants dans leur choix de scénario.

Tel qu'exposé dans le tableau 2.2, la baisse des émissions de GES est illustrée aux répondants comme équivalant à une réduction de voitures sur les routes du Québec. Cette section explore

plus en détail le lien entre les émissions de GES et la GMR. Les calculs qui ont été effectués pour en arriver à des résultats concrets pour l'étude de cas sont également présentés.

### **3.1 Impact des systèmes de récupération sur les émissions de GES**

Le taux de récupération a un impact direct sur les émissions de gaz à effet de serre. En effet, la variation du taux de récupération influence la quantité de matières secondaires disponible sur le marché pour les substituer aux matières premières. Le marché des matières secondaires s'est fortement développé au fil des années et la tendance laisse croire à une croissance continue en raison de la forte demande des matières recyclées en vue de les réintroduire dans un processus de fabrication. À titre d'exemple, différentes entreprises ont procédé à la mise en marché de bouteilles de plastique fabriquées à 100 % à partir de plastique recyclé (Novae, 2011; Naya, 2012). Par conséquent, la performance des systèmes de récupération des contenants de boisson peut avoir un impact sur les émissions de GES.

L'impact environnemental de l'enfouissement d'une matière recyclable est en ce sens double : elle implique des émissions de GES liées directement à l'enfouissement de la matière et des émissions liées à la production de matières premières supplémentaires pour répondre à la demande du marché.

### **3.2 Impacts quantifiés**

Les calculs des émissions de gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) équivalentes sont basés sur les études d'ICF Consulting (2005) et d'Enviro Accès (2011). Selon Enviro Accès (2011), la production de plastique, d'aluminium et de verre émettrait en moyenne entre 0,4 et 6,5 tonnes de CO<sub>2</sub> équivalent par tonne, alors que la récupération de ces mêmes matières générerait des émissions variant entre 0,1 et 5,3 tonnes de CO<sub>2</sub> équivalent. Les hypothèses à partir desquelles les calculs sont basés sont les suivantes :

- L'équivalent des matières éliminées doit être produit ;
- Les matières recyclées permettent d'éviter la production de matières.

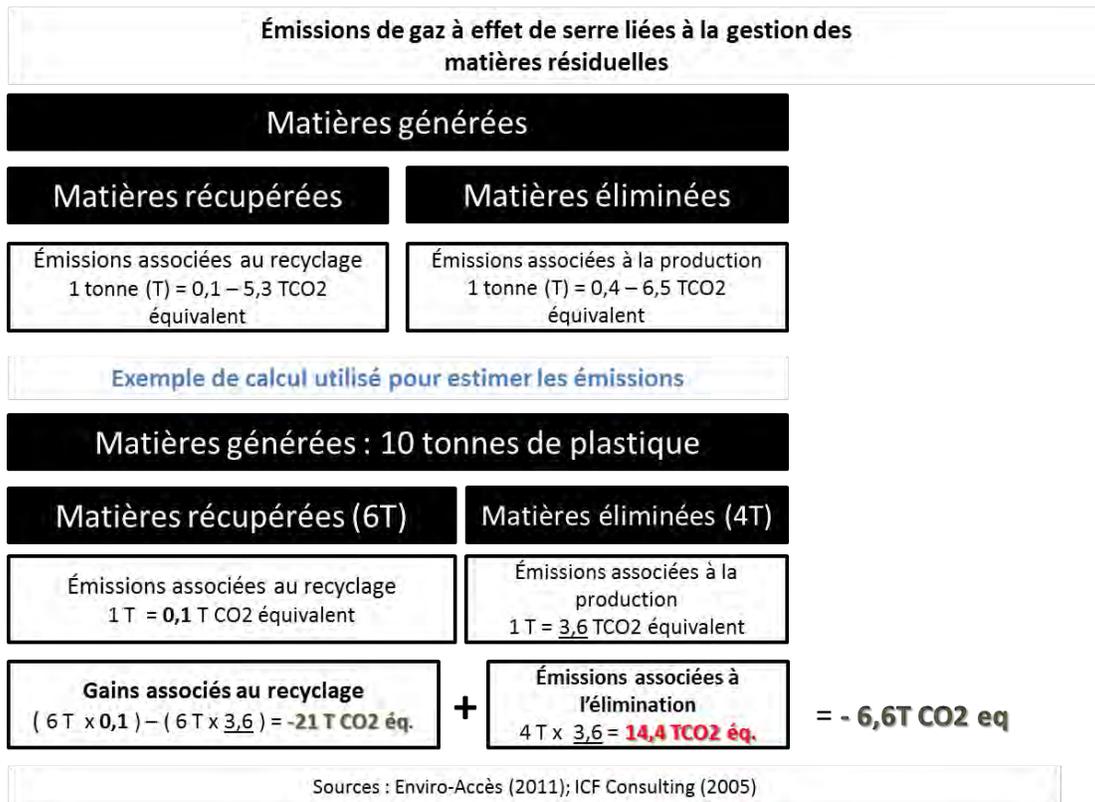
Les GES associés au recyclage des matières produites, auxquels sont soustraites les émissions pour la production équivalant au tonnage éliminé, constituent le premier élément du calcul. Les résultats obtenus représentent les émissions de GES liées directement à la récupération et à l'élimination des contenants de boisson. Il s'agit de l'hypothèse retenue dans les études d'Enviro Accès (2011) et d'ICF Consulting (2005).

Afin de prendre en considération la nécessité de produire de nouvelles matières, les GES générés pour la production équivalente de matières éliminées sont ajoutés au calcul. Cette hypothèse a été introduite car elle permet de comparer les différents scénarios étudiés sur une base similaire.

En effet, chaque scénario implique une quantité de contenants de boisson équivalente mais dont le taux de récupération varie. En intégrant l'ensemble des matières, qu'elles soient récupérées ou enfouies, il a été possible d'en arriver à des résultats plus facilement

comparables ; ceci n'aurait pas été possible si seuls les contenants recyclés avaient été pris en considération.

La figure ci-dessous illustre un exemple pour exposer les calculs effectués. Il s'agit du calcul exposant les émissions de GES dans l'hypothèse où pour 10 tonnes de plastique, 60% serait récupéré.



Afin de présenter un scénario compréhensible pour les répondants, les tonnes équivalentes de CO<sub>2</sub> ont été transposées en pollution associée à un nombre équivalent d'automobiles (Enviro Accès, 2011).

#### 4. Résultats

Le certificat d'éthique 2011-76 a été délivré le 22 décembre 2011 par le comité d'éthique de la recherche de la faculté de lettres et sciences humaines de l'Université de Sherbrooke. Le questionnaire s'adressait aux Québécois de 18 ans et plus. La collecte de données pour avoir un échantillonnage aléatoire de 1209 personnes a été effectuée via Internet, du 7 au 20 mars 2012. Après avoir retiré les questionnaires ayant une validité douteuse pour de multiples raisons (temps de réponse court, questions non répondues, premiers choix de réponses toujours sélectionnés, etc.), 1083 d'entre eux ont été retenus et utilisés pour l'analyse finale.

Afin d'avoir une représentation plus réelle des frais de la consigne en fonction des habitudes de récupération de chaque répondant, dans un premier temps, le taux de retour des contenants de

boisson a été pris en considération pour évaluer le coût réel perçu d'un scénario. Ce taux de retour est basé sur une question du questionnaire pour laquelle les répondants mentionnaient le taux de retour de deux types de contenants consignés. Par exemple, en se basant sur le tableau 2.2, si un répondant rapportait 50 % de ses contenants de boisson consignés, le frais réel de la consigne correspondrait à 14,50 \$ pour le scénario A, à 55 \$ pour le scénario B et à 0 \$ pour le scénario C.

Afin d'analyser les 6 498 combinaisons de scénarios présentées aux 1 083 répondants (6 par questionnaire), le logiciel Stata 10 a été utilisé. L'estimation a été effectuée grâce au modèle asclogit, *alternative specific conditional logistic regression*.

Des quatre attributs, seul le taux de récupération n'obtient pas de résultats significatifs. Ces résultats sont cohérents avec le prétest qui a été effectué auprès d'une quinzaine de répondants pour vérifier la faisabilité de la question de CE. En effet, la rétroaction des répondants a mis de l'avant le fait qu'ils tendaient de choisir des options en fonction des autres attributs et que les émissions de GES semblaient influencer leur choix davantage que le taux de récupération (cf. tableau 2.2).

Des variables croisées ont été construites afin de mettre en relation les caractéristiques socioéconomiques des répondants et les attributs des scénarios. Les coefficients des attributs peuvent ainsi être analysés en fonction des caractéristiques des répondants. Des premiers tests ont été effectués en mettant de l'avant certaines caractéristiques socioéconomiques, soit selon des revenus, l'âge et le niveau d'éducation. Pour chaque catégorie étudiée, les distinctions sont faites selon le codage suivant :

- Sexe : 1 s'il s'agit d'un homme, 0 s'il s'agit d'une femme;
- Revenu : 1 si le revenu annuel moyen du foyer plus grand ou égal à 50 000 \$, 0 sinon;
- Éducation : 1 si le répondant a un niveau d'éducation supérieur ou égal à un baccalauréat, 0 sinon;
- Âge : 1 si le répondant à 60 ans ou plus, 0 sinon.

**Tableau 4.1 Résultats de la régression conditionnelle**

Variable	Coefficient	Significativité
<b>taux</b>	1,10E-02	
<b>ges</b>	-3,13E-05	***
<b>emploi</b>	3,65E-04	***
<b>frais</b>	-6,76E-03	***
<b>taux sexe</b>	1,22E-02	*
<b>ges sexe</b>	-1,89E-06	
<b>emploi sexe</b>	-1,32E-04	***
<b>frais sexe</b>	6,28E-03	***
<b>taux revenu</b>	-3,75E-03	
<b>ges revenu</b>	-8,70E-06	***
<b>emploi revenu</b>	1,70E-04	***
<b>frais revenu</b>	-4,94E-04	
<b>taux education</b>	2,16E-03	
<b>ges education</b>	-3,97E-06	
<b>emploi education</b>	1,70E-04	***
<b>frais education</b>	2,80E-03	
<b>taux age</b>	9,78E-03	
<b>ges age</b>	-1,53E-06	
<b>emploi age</b>	-1,05E-04	**
<b>frais age</b>	3,09E-03	
* significatif à 90%		
** significatif à 95%		
*** significatif à 99%		

Le Tableau 4.1 illustre les résultats de l'estimation. Basée sur un modèle de logit conditionnel, la fonction d'estimation explique comment les caractéristiques socioéconomiques des répondants affectent la probabilité pour un répondant de choisir un scénario en fonction des valeurs des attributs qui s'y retrouvent.

Les coefficients obtenus pour les quatre variables simples (taux, émission, emplois, frais) illustrent les attitudes générales des répondants pour ces quatre aspects. En général, il est possible d'observer que :

- Le coefficient obtenu pour la variable GES est positif et significatif. Par conséquent, la probabilité de choisir un scénario dépend de la réduction des émissions de GES : plus la réduction est importante, plus la probabilité augmente.
- La situation est similaire pour la création d'emplois. Plus la création d'emplois est importante, plus la possibilité de choisir un scénario l'est.

- Négatif et significatif, le coefficient pour la variable « frais de la consigne » illustre que la probabilité de choisir un scénario réduit avec l'augmentation des frais associés.
- L'attribut « taux de récupération » est le seul pour lequel le coefficient obtenu n'est pas significatif. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que le taux de récupération et la réduction des émissions de GES sont deux variables en lien avec les enjeux environnementaux. Or, la réduction du nombre de voitures sur les routes, présentée pour la variable des émissions de GES, est plus concrète et compréhensible et a pu en ce sens être favorisée par les répondants.

Les coefficients obtenus pour les termes croisés illustrent comment les caractéristiques des répondants (sexe, revenus, niveau d'éducation et âge) peuvent affecter la probabilité qu'ils choisissent un scénario. Par exemple, dans le cas de l'attribut « GES » et de la caractéristique « sexe » et considérant que homme = 1 et femme = 0, la probabilité qu'un homme ou une femme choisisse en fonction de cet attribut se résume ainsi :

- une unité supplémentaire de réduction de GES peut augmenter la probabilité pour une femme ( $0.000313+0*0.00000189=0.000313$ ) de choisir un scénario; et
- la somme des coefficients GES et GES\*sexe implique que pour un homme la probabilité est affectée à la hausse de ( $(0.000313+1*0.00000189=0.00031489)$ ).

À l'analyse de ces résultats, un homme semble plus sensible qu'une femme à la réduction de GES en lien avec les différents systèmes de consignes. Suivant le même raisonnement, il est possible de conclure que les hommes préfèrent un plus haut taux de recyclage élevé que les femmes, mais sont moins sensibles à la création de nouveaux emplois et aux frais associés à la consigne.

En ce qui a trait au niveau de revenu, le résultat montre que les personnes ayant un revenu plus élevé sont plus sensibles à la réduction des GES et à la création d'emplois, tout en étant sensibles aux frais de la consigne. Un niveau de frais à payer plus élevé réduit plus significativement la probabilité de choisir un scénario, toutes choses étant égales par ailleurs.

Un répondant plus éduqué semble également être plus sensible aux performances environnementales associées à un scénario (réduction des émissions de GES et taux de récupération des contenants), et moins sensible aux frais à payer, bien que les coefficients correspondants ne soient pas statistiquement significatifs. Le seul coefficient significatif pour les termes croisés d'éducation avec les quatre attributs est celui de la création d'emplois. Ceci illustre un sentiment de responsabilité sociale plus prononcé chez les répondants ayant un niveau d'éducation plus élevé.

Finalement, seul un terme croisé significatif a été trouvé entre les quatre attributs et l'âge, soit celui de la création d'emplois. Un coefficient négatif de ce terme croisé révèle le fait qu'un répondant âgé de plus de 60 ans est en général moins sensible à la performance au nombre d'emplois créés dans les scénarios présentés.

Tel qu'expliqué dans la partie méthodologique introductive, la méthode multi-attributs offre la possibilité de déduire le prix implicite pour chaque attribut étudié, ou plus intuitivement, elle

permet de déduire la volonté à payer pour une unité de changement de chaque attribut étudié. Supposons par exemple que l'attribut choisi soit le C, correspondant à la réduction des émissions de GES. Son prix implicite sera égal à :

$$WTP = \frac{-b_c}{b_y}$$

Où  $b_c$  est le coefficient d'estimation pour l'attribut GES et  $b_y$ , le coefficient de frais associé à la consigne.

Il est ainsi possible de calculer les VAP pour la réduction des émissions de GES et pour la création d'emplois en fonction de différentes caractéristiques socioéconomiques : les revenus, le sexe, le niveau d'études et l'âge. Pour ce faire,

$$WTP = \frac{-b_c - b_{c*revenu} * revenu}{b_y + b_{y*revenu} * revenu}$$

Ici,  $b_{c*revenu}$  et  $b_{y*revenu}$  se définissent comme les coefficients de termes croisés de frais et GES avec la variable muette revenu, qui est égale à 1 pour les répondants qui ont un revenu annuel supérieur à 50 000 \$, et à zéro pour ceux qui ont un revenu inférieur à 50 000 \$. Dans ce document, seuls les calculs concernant les émissions de GES sont présentés. (cf. tableau 4.2)

**Tableau 4.2 Volonté à payer pour la réduction des émissions de GES – par voiture**

<b>Volonté à payer pour la réduction des émissions de GES (\$/personne/an/unité)</b>		
	Homme	Femme
Revenu < 50 000\$	0,0691	0,0046
Revenu > 50 000\$	0,0430	0,0055

Comme l'âge et le niveau d'éducation n'ont pas de coefficients significatifs dans le résultat des estimations, seule la VAP pour la réduction des émissions de GES en fonction du revenu et du sexe des répondants est présentée. Les femmes ont en général une VAP moins élevée que les hommes dans la contribution financière pour financer la réduction d'émissions de GES. Bien que la VAP soit relativement plus élevée pour les femmes plus riches, ce sont les hommes ayant un revenu annuel de moins de 50 000 \$ qui dévoilent un niveau de VAP plus élevé. Ces résultats peuvent entre autres s'expliquer ainsi : malgré le fait que les individus ayant un revenu plus élevé soient prêts à payer un montant plus élevé pour la réduction des émissions de GES, ceux-ci sont également plus sensibles aux frais associés à la consigne. Des frais plus élevés présentés dans un scénario réduisent la probabilité que les individus avec ce profil choisissent ce scénario. Si les montants calculés semblent relativement petits, il est important de remettre en contexte la question de CE. En effet, la VAP établit ce qu'un répondant est prêt à payer pour diminuer les réductions de GES équivalentes à celles de la pollution moyenne d'une voiture sur les routes du Québec. Or, le nombre de voitures dans les différents scénarios variait entre - 26 809 et 24 651.

Ces données sont toutefois basées sur différentes hypothèses de calcul et doivent être utilisées avec prudence. De plus, il semble important de rappeler que la VAP a été calculée en fonction du frais réel payé par le répondant, en se basant sur son taux de retour des contenants consignés. Par exemple, un répondant qui mentionne rapporter 100 % de ses contenants consignés à une VAP de 0 \$.

Finalement, les résultats obtenus et analysés pour la question de CE permettent de conclure en une VAP positive pour la réduction des émissions de GES. Pour les émissions de GES, les répondants ayant un revenu supérieur ou égal à 50 000 \$ par année ont une VAP plus élevée et les hommes sont plus enclins à payer que les femmes.

En conclusion, les résultats obtenus et analysés pour la question de CE permet de conclure en une VAP positive (variant entre 40-60 dollars pour chaque 1000 voitures enlevées des routes du Québec chaque année) pour la réduction des émissions de GES. Notre analyse identifie également une volonté à payer significativement élevée des hommes par rapport aux femmes. De plus, les répondants ayant un revenu supérieur ou égal à 50 000 \$ par année ont une VAP plus élevé.

## Références

Brassard, R. (2012) Taux de récupération de la consigne publique 2005-2011. Courrier électronique à Amélie Côté, Adresse destinataire : [amelie.cote4@usherbrooke.ca](mailto:amelie.cote4@usherbrooke.ca)

Éco Entreprises Québec et RECYC-QUÉBEC (2011). Caractérisation résidentielle 2010 - La collecte sélective en pleine croissance! Québec, 4 p.

Enviro-Accès (2011). Rapport de positionnement face au marché du carbone. RECYC-QUÉBEC, Québec, 59 p.

Gouvernement du Québec (1984). Journal des débats de l'Assemblée Nationale. Québec, vol. 27, n°102, p. 6759-6777.

ICF Consulting (2005) Analyse des effets des activités de la gestion des matières résiduelles sur les émissions de gaz à effet de serre. Environnement Canada et Ressources naturelles Canada, Toronto, 154 p.

Jin, J., Wang, Z. et Ran, S. (2006). Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao. *Ecological Economics*, vol. 57, n° 3, p. 430-441.

Karousakis, K. et Birol, E. (2008). Investigating household preferences for kerbside recycling services in London: A choice experiment approach. *Journal of environmental management*, vol. 88, n° 4, p. 1099-1108.

- Ku, S.J. et Yoo, S.H. (2010). Willingness to pay for renewable energy investment in Korea: A choice experiment study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 14, n° 8, p. 2196-2201.
- Laquerre, M. (2011b) – Discussions sur le taux de récupération de la consigne privée, Entrevue menée par Amélie Côté avec Mario Laquerre, Directeur de programmes chez RECYC-QUÉBEC, 13 octobre 2011, Montréal.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2011). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Plan d'action 2011-2015 Québec, MDDEP, 31 p.
- Naya (2012). La bouteille Naya faite à 100% de plastique recyclé In Naya eau de source naturelle [En ligne]. <http://naya.com/environnement-et-responsabilite/initiatives-environnementales/100-recycle/> (Page consultée le 10 mars 2012).
- Novae (2011). Pepsi lance une bouteille de plastique 100% recyclée In Novae le média du développement durable au Québec [En ligne]. [http://novae.ca/actualites/2011-08/pepsi-lance-une-bouteille-de-plastique-100-recycle/C3%A9e\\_](http://novae.ca/actualites/2011-08/pepsi-lance-une-bouteille-de-plastique-100-recycle/C3%A9e_) (Page consultée le 10 mars 2012)
- Palatnik, R., Ayalon, O. et Shechter, M. (2005). Household demand for waste recycling services. *Environmental management*, vol. 35, n° 2, p. 121-129.
- Pek, C. et Jamal, O (sous presse). A choice experiment analysis for solid waste disposal option: A case study in Malaysia. *Journal of environmental management*, Épreuve corrigée, 9 p.
- RECYC-QUÉBEC (1991). Rapport annuel 1990-1991, RECYC-QUÉBEC, Québec, 20 p.
- RECYC-QUÉBEC (2005). La gestion des contenants de boisson au Québec : évaluation du marché et analyse des options de récupération. RECYC-QUÉBEC, Québec, 118 p.
- RECYC-QUÉBEC (2008). Mise en marché et récupération des contenants de boisson au Québec. RECYC-QUÉBEC, Québec, 43 p.
- RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009). Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel et des lieux publics au Québec 2006-2009. Québec, RECYC-QUÉBEC, 24 p.
- RECYC-QUÉBEC (2012a). Indice du prix des matières In RECYC-QUÉBEC [En ligne]. [http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/industrie/prix\\_sommaire.asp](http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/industrie/prix_sommaire.asp) (Page consultée le 13 décembre 2011).??
- Sakata, Y. (2007). A choice experiment of the residential preference of waste management services – The example of Kagoshima city, Japan. *Waste Management*, vol. 27, n° 5, p. 639-644.

Sasao, T. (2004). An estimation of the social costs of landfill siting using a choice experiment. *Waste Management*, vol. 24, n° 8, p. 753-762.

Tiller, K.H., Jakus, P.M. et Park, W.M. (1997). Household willingness to pay for dropoff recycling. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 22, p. 310-320.

# BIBLIOGRAPHIE

---

Adaman, F., N. Karali, G. Kumbaroglu, I. Or, B. Ozkaynak et U. Zenginobuz, 2010. What Determines Urban Households' Willingness to Pay for CO2 Emission Reductions in Turkey: A Contingent Valuation Survey. *Energy Policy* 39, 689–698.

Adamowicz, W. 2004. What's it Worth?: An Examination of Historical Trends and Future Directions in Environmental Valuation. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*. 48(3):419-443.

Ahn S., J.E. De Steiguer, R.B. Palmquist, et T.P. Holme, 2000. Economic Analysis of the Potential Impact of Climate Change on Recreational Trout Fishing in the Southern Appalachian Mountains: An Application of a Nested Multinomial Logit Model. *Climate Change* 45, 493-509.

Aizaki, H., K. Sato et H. Osari, 2006. Contingent valuation approach in measuring the multi-functionality of agriculture and rural areas in Japan. *Paddy Water and Environment* 4, pp. 217–222.

Akter, S. et J. W. Bennett, 2009. Estimating non-market values under scenario and policy ambiguity: the case of climate change mitigation in Australia. *Environmental Economics Research Hub, Research report No. 32*, Crawford School of Economics and Development, Australian National University, Canberra, Australia.

Akter, S., R. Brouwer, L. Brander et P. Van Beukering, 2009. Respondent uncertainty in a contingent market for carbon offsets. *Ecological Economics* 68, 1858–1863.

Alberini, A. et A. Chiabai, 2005. Urban Environmental Health and Sensitive Populations: How Much are Italians Willing to Pay to Reduce Their Risks. FEEM Working Paper No. 105.05, Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) and Department of Agricultural & Resource Economics - University of Maryland.

Alberini, A. et Kahn, J.R., 2006. *Handbook on Contingent Valuation*. Éd. Edward Elgar, Chentelham, Royaume-Uni, Northampton, MA, Etats-Unis.

Alberini, A. et A. Krupnick, 2000. Cost-of-Illness and Willingness-to-Pay Estimates of the Benefits of Improved Air Quality: Evidence from Taiwan. *Land Economics* 76, no.1 37-53.

Alberini, A. M. Cropper, et T.T. Fu, 1997. Valuing Health Effects of Air Pollution in Developing Countries: The Case of Taiwan. *Journal of Environmental Economics and Management* 34, 107-126.

Ambrey, C. et C. Fleming, 2011. Valuing Ecosystem Diversity in South East Queensland: A Life Satisfaction Approach. Paper presented at the 2011 NZARES Conference. Nelson, New Zealand.

Anderson, B. et M'Gonigle, M., 2012. Does ecological economics have a future?: Contradiction and reinvention in the age of climate change. *Ecological Economics*, Volume 84, Pages 37–48.

André, P., Delisle, C. et Revéret, J.P., 2003. L'évaluation des impacts sur l'environnement : Processus, acteurs et pratiques pour un développement durable. Presses Internationales Polytechnique, 2<sup>ième</sup> édition, Montréal, 519 p.

Andreoni, J., 1990. Impure altruism and donations to public goods; A theory of Warm-Glow giving. *The Economic Journal*, 100: 464-477.

Auld, H. et D. MacIver, 2004. Cities and communities : the changing climate and increasing vulnerability of infrastructure », dans *Climate Change : Building the Adaptive Capacity*, A. Fenech, D. MacIver, H. Auld, B. Rong et Y.Y. Yin (éd.), Meteorological Service of Canada, Environment Canada, Toronto, p. 289-305.

Badola, R. et S. A. Hussain, 2005. Valuing Ecosystem Functions: An Empirical Study on the Storm Protection Function of Bhitharkanika Mangrove Ecosystem, India. *Environmental Conservation* 32, no. 1, pp. 85-92.

Balcombe, K., A. Samuel et I. Fraser, 2009. Estimating WTP with Uncertainty Choice Contingent Valuation, Discussion Papers KDPE 09/21, School of Economics, University of Kent.

Baranzini, A., A. Faust et D. Huberman, 2010. Tropical Forest Conservation: Attitudes and Preferences. *Forest Policy and Economics* 12, no.5, pp. 370-376.

Bartik, T.J. 1987. The estimation of demand parameters in hedonic price models. *Journal of Political Economy* 95: 81-88.

Bartik T.J., 1988. Evaluating the benefits of non-marginal reductions in pollution using information on defensive expenditures. *Journal of Environmental Economics and Management* 15: 111-127.

Baskaran, R. et R. Cullen, 2010. Testing Different Types of Benefit Transfer in Valuation of Ecosystem Services: New Zealand Winegrowing Case Studies. *Ecological Economics* 69, no. 5, pp. 1010-1022.

Bateman, I. J. et D. Dupont, 2010. Political Affiliation And Willingness To Pay For Publicly vs. Privately Provided Environmental Goods. Paper presented at the 20th Annual Canadian Resource and Environmental Economics Study Group meetings. Guelph, Ontario.

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. et Swanson, J. (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: a manual*, Éd. Edward Elgar, Chentelham, Royaume-Uni, Northampton, MA, États-Unis, 458 p.

Beaulieu, J., G. Daigle, F. Gervais, S. Murray et C. Villeneuve, 2010. Rapport synthèse de la cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. *Canards Illimités – Québec et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs. Québec, 60 p.*

Beaumont, N. J., M. C. Austen, S. C. Mangi et M. Townsend, 2008. Economic Valuation For The Conservation Of Marine Biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56, 386-396.

- Bell, F.W., 1997. The economic valuation of saltwater marsh supporting marine recreational fishing in the southeastern United States. *Ecological Economics*, Vol. 21, Iss. 3, pp. 243-254.
- Bergstrom, J.C., Dorfman, J.H. et Loomis, J.B., 2004. Estuary Management and Recreational Fishing Benefits. *Coastal Management*, Vol 32, pp. 417-432.
- Berkes, F., Colding, J. et Folke, C., 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptative management. *Ecological Applications*, 10, p.1251-1262.
- Berkes, F., 2008. *Sacred Ecology*. 2<sup>ième</sup> édition, Routledge, New York, 313 p.
- Berman, R., Quinn, C. et Paavola J., 2012. The role of institutions in the transformation of coping capacity to sustainable adaptive capacity, *Environmental Development*, 1. doi: 10.1016/j.envdev.2012.03.017
- Berrens, R.P., A.K. Bohara, H.C. Jenkins-Smith, C.L. Silva et D.L. Weimer, 2004. Information and Effort in Contingent Valuation Surveys: Application to Global Climate Change Using National Internet Samples. *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 331-363.
- Berteaux, D., de Blois, S., Angers, J.F., Bonin, J. et al., 2010. The CC-Bio Project: Studying the Effects of Climate Change on Quebec Biodiversity. *Diversity* 2010, 2(11), 1181-1204
- Bin, O., Dumas, C., Poulter, B. et Whitehead, J., 2004. Measuring the Impacts of Climate Change on North Carolina Coastal Resources. Final Report, National Commission on Energy Policy.
- Biol, E., Karousakis, K. et Koundouri, P., 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, 365(2006): 105-122.
- Blandin, P., 2009, *De la protection de la Nature au pilotage de la biodiversité*. Editions Quæ, 126 p.
- Bliemer, M.C.J. et Rose, J.M., 2006. Designing Stated Choice Experiments: State-of-the-art. Paper presented at the 11th International Conference on Travel Behaviour Research.
- Blumenschein, K., Johannesson, M., Yokoyama, K. K. et Freeman, P. R., 2001. Hypothetical versus real willingness to pay in the health care sector: Results from a field experiment. *Journal of Health Economics*, 20(3), 441–458.
- Bockstael, N.E., 1995. Travel cost models. In *The Handbook of Environmental Economics*, Bromley, D.W. (ed.). Cambridge, Mass.: Blackwell Publishers.
- Boman, M., J. Norman et C. Kindstrand, 2008. On the budget for national environmental objectives and willingness to pay for protection of forest land. *Canadian Journal of Forest Research* Res 38: 40-51.
- Botzen, W. J. W., J. C. J. H. Aerts et J.C.J.M. van den Bergh, 2009. Willingness of homeowners to mitigate climate risk through insurance. *Ecological Economics* 68, pp. 2265–2277.

- Bowman Cutter, W., L. Pendleton et J. R. DeShazo, 2007. Activities in Models of Recreational Demand. *Land Economics* 83, No. 3, pp. 370-381.
- Boyd, J. et S. Banzhaf, 2007, What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), 616-626.
- Boyd, James. 2006. The Nonmarket Benefits of Nature: What Should Be Counted in Green GDP? *Ecological Economics* 61(4): 716–23.
- Boyd, James. 2007. Counting Non- Market, Ecological Public Goods: The Elements of a Welfare- Significant Ecological Quantity Index. Discussion paper 07- 42. Washington, DC: Resources for the Future.
- Bradley, B. A., Oppenheimer, M. et Wilcove D.S., 2009. Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead? *Global Change Biology*.
- Brander, L.M., Bräuer, I., Gerdes, H., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Navrud, S., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Vos, H. et Wagtendonk, A., 2012. Using Meta-Analysis and GIS for Value Transfer and Scaling Up: Valuing Climate Change Induced Losses of European Wetlands. *Environmental and Resource Economics*, vol. 52, n° 3, p. 395-413.
- Brander, L.M., Florax, R.J.G.M. et Vermaat, J.E., 2006. The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature. *Environmental & Resource Economics* (2006) 33: 223–250.
- Brouwer, R., 2000. Environmental Value Transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, Vol. 32, n° 1, p. 137-152.
- Brouwer, R., L. Brander et P. Van Beukering, 2008. A Convenient Truth: Air Travel Passengers' Willingness to Pay to Offset their CO2 Emissions. *Climatic Change* 90, pp. 299–313.
- Brouwer, R., S. Akter, L. Brander et E. Haque, 2008. Economic valuation of flood risk exposure and reduction in a severely flood prone developing country. *Environment and Development Economics* 14, 397–417.
- Brouwer, R. et F. A. Spaninks, 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics* 14, 95-117.
- Brown, C.J., Fulton, E.A., Hobday, A.J., R., Possingham, H., Bulman, C., Villasante, S., Forrest, R., P.C. Gribble, N.A., Lozano, H., J.M., S., Okey, T., Watson, R. et A.J. Richardson, 2010. *Global Change Biology*, Vol. 16 No. 4 Pages: 1194-1212.
- Bruneau, J., 2007. Economic Value of Water in the South Saskatchewan River Basin, in *Climate Change and Water*, edited by Lawrence Martz, Joel Bruneau and J. Terry Rolfe. SSRB Final Technical Report.
- Bryant, C., B. Singh, P. Thomassin et L. Baker. Vulnérabilités et adaptation aux changements climatiques au Québec au niveau de la ferme : leçons tirées de la gestion du risque et de l'adaptation à la variabilité climatique par les agriculteurs, Ouranos, 2007, 49 p.

Cai, B., T. A. Cameron et G. R. Gerdes, 2010. Distributional Preferences and the Incidence of Costs and Benefits in Climate Change Policy. *Environmental Resource Economics* 46, n. 4, pp. 429-458.

Cameron, T.A., 2005. Individual Option Prices For Climate Change Mitigation. *Journal of Public Economics* 89, 283-301.

Cameron, T.A., G.L. Poe, R.G. Ethier, et W.D. Schulze, 2002. Alternative Non-market Value-Elicitation Methods: Are the Underlying Preferences the Same? *Journal of Environmental Economics and Management*, 2002, 44, 391-425.

Canards Illimités Canada, 2011. Projet de Plan métropolitain d'aménagement et de développement de la Communauté métropolitaine de Montréal – Mémoire de Canards Illimités Canada, 17 p.

Cangelosi, A., R. Wiher, J. Taverna et P. Cicero, 2001. Wetlands Restoration in Saginaw Bay in the Revealing the Economic Value of Protecting the Great Lakes National Oceanic and Atmospheric Administration, and Northeast-Midwest Institute.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E, Gonzalez, A. et al., (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, vol. 486, pp. 59-67.

Carlsson, F., M. Kataria, A. Krupnick, E. Lampi, A. Lofgren, P. Qin, S. Chung et T. Sterner, 2010. Paying for Mitigation: A Multiple Country Study. Discussion Paper Series, EFD DR 10-12, Environment for Development and Resources for the Future.

Carpenter, S.R., R. DeFries, T. Dietz, H.A. Mooney, S. Polasky, W.V. Reid, et R.J. Scholes. 2006. Millennium Ecosystem Assessment: Research Needs. *Science* 314(5797): 257–58.

Carson, R. T., Flores, N. E., Mead, N. F. (2000). Contingent valuation : controverses and evidence. Mimeo, Département d'Économique, Université de Californie, San Diego.

Case, T. 2008. Climate change and infrastructure issues. *Drinking Water Research*, édition spéciale, vol. 18, no 2, Awwa Research Foundation, p. 15-17.

Centre d'analyse stratégique, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapport de travail, 378p.

Centre d'analyse stratégique, 2008. La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? La note de veille, n° 89, février.

Cesar, H., P. Van Beukering, R. Payet et E. Grandourt, 2004. How Much are the Bolinao-Anda Coral Reefs Worth? *Ocean & Coastal Management* 54, No. 9, pp. 696-705.

Cesar, H., P. Van Beukering, S. Pintz et J. Dierking, 2002. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. Hawaii Coral Reefs Initiative, University of Hawaii, Hawaii, United States.

Chang, J., X. Wu, A. Liu, Y. Wang, B. Xu, W. Yang, L. A. Meyerson, B. Gu, C. Peng et Y. Ge, 2011. Assessment of Net Ecosystem Services of Plastic Greenhouse Vegetable Cultivation in China. *Ecological Economics* 70, Issue 4, 740 – 748.

- Chang, K. et Ying, Y., 2005. External Benefits of Preserving Agricultural Land: Taiwan's Rice Fields. *The Social Science Journal* 42, 285-293.
- Chattopadhyay, S. 1999. Estimating the demand for air quality: New evidence based on the Chicago housing markets. *Land Economics* 75(1):22-38.
- Chau, C. K., M. S. Tse and K. Y. Chung, 2010. A choice experiment to estimate the effect of green experience on preferences and willingness-to-pay for green building attributes. *Building and Environment* 45, pp. 2553-2561.
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, Volume 120, Issue 4, Pages 549–565.
- Chestnut, L.G., B.D. Ostro et N. Vichit-Vadakan, 1997. Transferability of Air Pollution Control Health Benefits Estimates from the United States to Developing Countries: Evidence from the Bangkok Study *American Journal of Agricultural Economics* 79 (5): 1630-1635.
- Choudhury, C., F. Tsang, P. Burge, C. Rohr et R. Sheldon, 2008. Measuring Willingness to Pay for Greener Options. Paper presented at the European Transport Conference. Leeuwenhorst Conference Centre, The Netherlands.
- Clawson, M., 1959. Methods of measuring demand for and the value of outdoor recreation. U.S. Resources for the Future. Reprint No. 10.
- Clawson, M., Knetsch, J. L., 1976. *The Economics of Outdoor Recreation*. Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Cline, W.R., 2007. *Global Warming and Agriculture: Estimates by Country*. Washington: Center for Global Development and Peterson Institute for International Economics.
- Colombo, S., J. Calatrava-Requena et N. Hanley, 2007. Testing Choice Experiment for Benefit Transfer with Preference Heterogeneity. *Am. J. Agr. Econ.* 89 (1): 135-151.
- Conseil Analyse Stratégique, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Conseil d'Analyse Stratégique, 378 p.
- Costanza R. et H.E. Daly, 1987. Toward an Ecological Economics. *Ecological Modelling*, 38, 1-7.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. Van Den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-60.
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141: 350-352.
- Courant P.N. et Porter R.C., 1981. Averting expenditures and the costs of pollution. *Journal of Environmental Economics and Management* 8:321-329.
- Couture, S. et A. Reynaud, 2011. Forest management under fire risk when forest carbon sequestration has value. *Ecological Economics*, vol. 70, p. 2002–2011.

Criddle, K.R., Herrmann, M., Lee, S.T. et Hamel, C., 2003. Participation Decisions, Angler Welfare, and the Regional Economic Impact of Sportfishing. *Marine Resource Economics*, Vol. 18, No. 4, pp. 291-312.

Daily, Gretchen. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.

De Bruin, K., R. Groeneveld, H. Goosen et E. Van Ierland, 2009. Costs and Benefits of Adapting to Climate Change at Six Meters Below Sea Level. Paper presented at 17th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists. Amsterdam, The Netherlands.

DeGroot, R.S., Wilson, M.A. et Boumas, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of the ecosystems goods, services and functions. *Ecological Economics*, 41(3), p. 393-408.

Desaigues, B. et Point, P. 1993. *Économie du Patrimoine Naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. *Economica*, Paris, 317 p.

Dickie, D.M., S. Gerking, et M. Agee, 1991. Health Benefits of PMP Control: The Case of Stratospheric Ozone Depletion and Skin Damage Risks in the Persistent Pollutants: *Economics and Policy*, edited by J. B. Opschoor and D. W. Pearce. Boston: Kluwer Academic 1991.

Dietz, S. et G. Atkinson, 2010. The Equity-Efficiency Trade-off in Environmental Policy: Evidence from Stated Preferences. *Land Economics* 68, no. 3, pp. 423-443.

Doré, G. et Beaulac, I., 2007. Impact de la fonte du pergélisol sur les infrastructures de transport aérien et routier au Nunavik et adaptation, Ministère des transport du Québec, Rapport GCT-2007-14, 49p.

Du, Y. 1999. The benefit transfer approach to environmental valuation: An application to China,

Dupont, D. P., 2011. Reclaimed Wastewater and the WTP to Avoid Summer Water Restrictions: Incorporating Endogenous Free-Riding Beliefs. Paper Presented at 85th Annual Conference of the Agricultural Economics Society, Warwick University.

Dupuit, J., 1995. De la mesure de l'utilité des travaux publics (1844). *Revue Française d'Économie*, 10 (2), pp. 55-94.

Ecosystem Change. Version 2.0. Washington, DC: World Resources Institute. Disponible au : [http://pdf.wri.org/corporate\\_ecosystem\\_services\\_review.pdf](http://pdf.wri.org/corporate_ecosystem_services_review.pdf)

Emerton, L. et Y. Tessema, 2001. Economic Constraints to the Management of Marine Protected Areas: the Case of Kisite Marine National. IUCN Eastern Africa Programme, Economics Programme and Marine & Coastal Programme.

Environmental Valuation Reference Inventory,  
<http://www.environment.nsw.gov.au/publications/evri.htm>

Farber, S. C., Costanza, R. et Wilson, M. A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41, 375-392.

The Far North Science Advisory Panel, 2010. Science for a Changing Far North. The Report of the Far North Science Advisory Panel. Rapport produit pour l'Ontario Ministry of Natural Resources.

Fisher, B. et Turner R., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141: 1167-1169.

Freeman, A.M. 2003. *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods*. 2nd Edition. Washington, D.C.: Resources for the Future.

Garber-Yonts, B., Kerkvliet, J. et Johnson, R., 2004. Public Values for Biodiversity Conservation Policies in the Oregon Coast Range. *Forest Science*, Vol. 50, Iss. 5, pp. 589-602.

Genty, A., 2005. Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 77, p. 5-32.

Glenk, K. et S. Colombo, 2011. How Sure Can You Be? A Framework for Considering Delivery Uncertainty in Benefit Assessments Based on Stated Preference Methods. *Journal of Agricultural Economics* 62, No.1, pp. 25–46.

Glenk, K. et A. Fischer, 2010. Insurance, Prevention or Just Wait and See? Public Preferences for Water Management Strategies in the Context of Climate Change. *Ecological Economics* 69, pp. 2279-2291.

Godard, O., 2004. *La pensée économique face à la question de l'environnement*. École polytechnique, CNRS, Paris, 30 p.

Grafton, R. Q., Adamowicz, W., Dupont, D., Nelson, H., Hill, R. J. et Renzetti, S., 2003. *The Economics of The Environment and Natural Resources*. Blackwell Publishing, 503 pages.

Godoy et al., 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406, 62 – 63.

Gouvernement du Canada, 2010. État de l'adaptation aux changements climatiques dans le secteur agricole au Canada, document de recherche, 29p., accessible au : <http://www.horizons.gc.ca/doclib/2010-0040-fra.pdf>

Grafton, R., 2004. Hot Air and Cold Cash: The Economics of Climate Change, dans Hansen and King (ed.), *Keeping Economics Real: New Zealand Economic Issues*, Pearson Education, New Zealand, pp. 77-82.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Climate Change 2007 : The Physical Science Basis, contribution du Groupe de travail I au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, S. Salomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignot et H.L. Miller (éd.), Cambridge University Press, Cambridge et New York, 2007a, 996 p.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Résumé à l'intention des

décideurs , dans Bilan 2007 des changements climatiques : conséquences, adaptation et vulnérabilité, contribution du Groupe de travail II au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden et C.E. Hanson (éd.), Cambridge University Press, Cambridge et New York, 2007b, 976 p.

Hanemann, W. M., 1984. Discrete/Continuous Models of Consumer Demand. *Econometrica*, 52(3) : 541-562.

Hansla, A., A. Gamble, A. Juliusson et T. Garling, 2008. Psychological determinants of attitude towards and willingness to pay for green electricity. *Energy Policy* 36, pp. 768–774.

Hanson, C., J. Ranganathan, C. Iceland, et J. Finisdore, 2012. The Corporate Ecosystem Services Review: Guidelines for Identifying Business Risks and Opportunities Arising.

Harrison, G. W. and E. E. Rutström (2008), 'Experimental Evidence on the Existence of Hypothetical Bias in Value Elicitation Methods', in C.R. Plott and V.L. Smith, ed., *Handbook of Experimental Economics Results*. New York: North Holland, p.752-767.

Heal, G., 2000. Valuing Ecosystems Services. *Ecosystems* 3: 24–30.

Heckman, J. J., 1978. Dummy Endogenous Variables in a Simultaneous Equation System, *Econometrica*, 46(4) :931-59.

Hellmann, J., Byers, E.E., Bierwagen, B.G. et Dukes J.S., 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22 : 534–543.

Hidano, N. et T. Kato, 2008. Determining variability of willingness to pay for Japan's anti global-warming policies: a comparison of contingent valuation surveys. *Environmental Economics and Policy Studies* 9: 259-281.

Hidrué, M. K., G. R. Parsons, W. Kempton et M. P. Gardner, 2011. Willingness to pay for electric vehicles and their attributes. *Resource and Energy Economics*, vol. 33, p. 686–705.

Hite, D., P. Duffy, D. Bransby et Slaton, 2008. Consumer willingness-to-pay for biopower: Results from focus groups. *Biomass and Bioenergy* 32, pp. 11-17.

Hoehn, J.P., 2006. Methods to address selection effects in the meta regression and transfer of ecosystem values. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 389-398.

Hooper, D.U. et Dukes, J.S., 2004. Overyielding among plant functional groups in a long-term experiment. *Ecology Letters*, 7, p. 95–105.

Hotelling, H., 1949. An Economic Study of the Monetary Valuation of Recreation in the National Parks. Washington DC, US Department of the Interior, National Park Service and Recreational Planning Division.

Huan, J.C. et Poor, P.J., 2004. Welfare Measurement with Individual Heterogeneity: Economic Valuation of Beach Erosion Control Programs. Working paper, Department of Economics, University of New Hampshire.

Hurlimann, A. C., 2009. Water supply in regional Victoria Australia: A review of the water cartage industry and willingness to pay for recycled water. *Resources, Conservation and Recycling* 53, pp. 262–268.

ICF, 2007. The Potential Costs of Climate Change Adaptation for the Water Industry. Report to Environment Agency. Dans, Kirshen, P., 2007. Adaptation Options and Cost in Water Supply. Report to UNFCCC Secretariat Financial and Technical Support Division.

Jensen, K. L., C. D. Clark, B. C. English, R. J. Menard, D. K. Skahan et A. C. Marra, 2010. Willingness to pay for E85 from corn, switchgrass, and wood residues. *Energy Economics* 32, pp. 1253–1262.

Jin, D., Hoagland, P. et Dalton, T.M., 2003. Linking economic and ecological models for a marine ecosystem. *Ecological Economics*, Vol.46, Iss. 3, pp. 367-385.

Johnston, R.J. et Thomassin, P.J., 2010. Willingness to pay for water quality improvements in the United States and Canada: Considering possibilities for international meta-analysis and benefit transfer. *Agricultural and Resource Economics Review*, vol. 39, n° 1, p. 114-131.

Johnston, R.J., E.Y. Besedin, R. Iovanna, C.J. Miller, R.F. Wardwell and M.H. Ransom, 2005. Systematic variation in willingness to pay for aquatic resource improvements and implications for benefit transfer: a meta-analysis, *Canadian Journal of Agricultural Economics* 53(2-3), pp. 221–248.

Johnston, R. J. et J.M. Duke, 2009. Willingness to Pay for Land Preservation across States and Jurisdictional Scale: Implications for Benefit Transfer, *Land Economics*, 85(2): 217-237.

Johnston, R.J. et R.S. Rosenberger, 2010. Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer, *Journal of Economic Surveys*, 24(3): 479–510.

Johnston, R.J. et Thomassin, P.J., 2009. Evaluating the Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI): results from a survey of actual and potential users. *AERE (Association of Environmental and Resource Economists) Newsletter* 29(1): 33–38.

Julien, Y. et J.A. Sobrino. 2009. Global land surface phenology trends from GIMMS database. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 30, no 13, p. 3495-3513.

Johnstone, D.J., 2003. Replacement Cost Asset Valuation and Regulation of Energy Infrastructure tariffs. Volume 39, Issue 1, pages 1–41.

Kahneman, D. et Knetsch, J. L., 1992. Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1): 57-70.

Kaplowitz, M.D., F. Lupi, et J.P. Hoehn, 2003. Multiple-methods for developing and evaluating a stated preference survey for valuing wetland ecosystems. In *Questionnaire Development, Evaluation and Testing Methods*, Presser, S., J. Rothgeb, J. Martin, E. Singer, and M. Couper (eds.). New York: John Wiley and Sons.

- Kenter, J. O., T. Hyde, M. Christie et I. Fazey, 2011. The Importance of Deliberation in Valuing Ecosystem Services in Developing Countries—Evidence from the Solomon Islands. *Global Environmental Change* 21, no. 2, pp. 505-521.
- Kim, G., D. R. Petrolia et M. Interis, 2011. Using Multiple-Scenario Contingent Valuation Data to Estimate Willingness to Pay for Restoration of Mississippi's Barrier Islands. Paper presented at the Southern Agricultural Economics Association Annual Meeting. Corpus Christi, Texas.
- Kirshen, P., McCluskey, M., Vogel, R. et Strzepek, K. , 2005. Global analysis of changes in water supply yields and costs under climate change: a case study in China. *Climatic Change* 68(3): 303–330
- Klaiber, H. A. et V. K. Smith, 2011. Recovering Household Valuation of Urban Heat Island in the Presence of Omitted Variables across Spatial Scales. Paper presented at the Association of Environmental and Resource Economists Inaugural Summer Conference. Seattle, Washington.
- Kotchen, M. J., K. J. Boyle et A. A. Leiserowitz, 2011. Policy-Instrument Choice and Benefit Estimates for Climate-Change Policy in the United States. NBER Working Paper Series 17539.
- Kragt, M. E., P. C. Roebeling et A. Ruijs, 2009. Effects of Great Barrier Reef degradation on recreational reef-trip demand: a contingent behaviour approach. *Agricultural and Resource Economics*, vol. 53, pp. 213-229.
- Kramer, R. A., E. Mercer et N. Sharma, 1999. Valuing Tropical Rainforest Protection Using the Contingent Valuation Method, dans : *the Forestry, Economics and the Environment*: édité par W.L. Adamowicz, P.C. Boxall, M.K. Luckert, W.E. Phillips et W.A. White". New York: CAB International. Oxford University Press.
- Krutilla, J.V. et A.C. Fisher, *The Economics of natural environments: studies in the evaluation of commodity and amenity resources*, Resources for the Future, 1985.
- Ku, S. J. et S. H. Yoo, 2010. Willingness to pay for renewable energy investment in Korea: A choice experiment study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, pp. 2196-2201.
- Kumar, L. et P. Kumar, 2010. Valuing the Services of Coral Reef Systems for Sustainable Coastal Management: A Case Study of the Gulf of Kachchh, India. Paper presented at the 11th biennial International Society for Ecological Economics (ISEE) conference, Oldenburg and Bremen, Germany.
- Lantz, V., P. Boxall, M. Kennedy et J. Wilson, 2010. Valuing Wetlands in Southern Ontario's Credit River Watershed: A Contingent Valuation Analysis. The Pembina Institute and Credit Valley Conservation.
- Layton, D. F. et R. A. Levine, 2002. How Much Does the Far Future Matter? A Hierarchical Bayesian Analysis of the Public's Willingness to Mitigate Ecological Impacts of Climate Change. Working paper.
- Lee, J-S., S-H. Yoo, et S.-J. Kwak, 2010. Public's willingness to pay for preventing climate change. *Applied Economics Letters*, vol. 17, p. 619–622.

- Lee, J. J. et T. A. Cameron, 2008. Popular Support for Climate Change Mitigation: Evidence from a General Population Mail Survey. *Environmental and Resource Economics* 41, no. 2, pp. 223-248.
- Lifran, R. et Oueslati W., 2007. Éléments d'économie du paysage, *Économie Rurale*, 297-298, janvier-mars 2007.
- List, J. A. et Gallet, C., 2001. What Experimental Protocol Influence Disparities between Actual and Hypothetical Stated Values? *Environmental and Resource Economics* 20, 241– 254.
- Litvine, D., 2010. La Participation Volontaire des Citoyens sur le Marché Européen des Permis d'Émission de CO<sub>2</sub>: Une Évaluation Contingente Élargie à la Psychologie Environnementale. Cahier No 10.07.87, Creden, Université de Montpellier 1.
- Logar, I. et J. Van den Bergh, 2010. The Effect of Respondent Uncertainty: A Field Experiment with Stated and Revealed Preferences. Paper presented at the 4th World Congress of Environmental and Resource Economists. Montreal, Canada.
- Longo, A., D. Hoyos et A. Markandya, 2011. Willingness to Pay for Ancillary Benefits of Climate Change Mitigation. *Environmental and Resource Economics*, vol. 51, no.1, pp. 119-140.
- Longo, A., A. Markandya et M. Petrucci, 2008. The internalization of externalities in the production of electricity: Willingness to pay for the attributes of a policy for renewable energy. *Ecological Economics* 67, pp. 140-152.
- Loomis, J.B. et Rosenberger, R.S., 2006. Reducing barriers in future benefit transfers: needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, vol. 60, n°2, p. 343-350.
- Loreau, M., Oteng-yeboah, A., Arroyo, M., et al. 2006. Diversity without representation. *Nature*, 442, pp. 245-246.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A. et Swait J.D., 2000. Stated choice methods: analysis and application. Cambridge University Press, Cambridge.
- Luisetti, T., K. Turner et I. Bateman, 2008. An ecosystem services approach to assess managed realignment coastal policy in England. CSERGE Working Paper ECM 08-04, School of Environmental Sciences, University of East Anglia.
- Lynne, G.D., Conroy, P. et Prochaska, F.J., 1981. Economic Valuation of Marsh Areas for Marine Production Processes. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 8, pp. 175-186.
- Lyssenko, N. et R. Martinez-Espineira, 2009. Respondent Uncertainty in Contingent Valuation: The Case of Whale Conservation in Newfoundland and Labrador. Paper presented at the 17th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists. Amsterdam, Netherlands.
- Makaudze, E.M., 2005. Do Seasonal Climate Forecasts and Crop Insurance Matter for Smallholder Farmers in Zimbabwe? Using Contingent Valuation Method and Remote Sensing

Applications: Value of Seasonal Climatic Forecasts. Thèse de doctorat, The Graduate School of The Ohio State University.

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

Massey, D.M., Newbold, S.C. et Gentner, B., 2006. Valuing water quality changes using a bioeconomic model of a coastal recreational fishery. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 52, Iss.1, pp. 482-500.

McKenzie, E., Irwin, F., Ranganathan, J., Hanson, C., Kousky, C., Bennett, K., Ruffo, S., Conte, M., Salzman, J. et Paavola, J. 2011. Incorporating Ecosystem Services in Decisions, In: Kareiva PM; Tallis H; Ricketts TH; Daily GC; Polasky S (Ed) *Natural Capital Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press, pp.339-355.

Mead, H.L., 2011. L'indice du progrès véritable du Québec : Quand l'économie dépasse l'écologie. Éditions MultiMondes.

Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. et Berhens, W.W., 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's project on the Predicament of Mankind*. Earth Island, Universe Books, New York.

Méral, P., 2010. Les services environnementaux en économie : revue de la littérature. Document de travail, Institut de recherche pour le développement (IRD), programme SERENA, 44p.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being. Vol 2: Current states and trends*. Island Press, Washington DC, 917 p.

Ministère du Tourisme du Québec, 2011. L'impact économique du tourisme au Québec en 2010, Direction de l'évaluation et de l'analyse stratégique, 3p.

MIT, 1970, Report of the Study of Critical Environmental Problems SCEP: Man's Impact on the Global Environment. Assessment and Recommendations for Action.

Mitchell, R.C. et Carson, R.T. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods : the Contingent Valuation Methods*. Resources for the Future, John Hopkins University, Baltimore.

Moeltner, K., K.J. Boyle et R.W. Paterson, 2007. Meta-analysis and benefit transfer for resource valuation-addressing classical challenges with Bayesian modeling, *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2):250-69.

Moeltner, K. et R. Woodward, 2009. Meta-Functional Benefit Transfer for Wetland Valuation: Making the Most of Small Samples, *Environmental and Resource Economics*, 42(1): 89-108.

Mooney, H. A. et P.R. Ehrlich, 1997. Ecosystem services: A fragmentary history. Dans : *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, ed. G. C. Daily. Washington D.C.: Island Press. p11- 19.

Morgan, O.A. et Huth, W.L., 2009. Using revealed and stated preference data to estimate the scope and access benefits associated with cave diving. *Resource and Energy Economics*, Volume 33, Issue 1, pp. 103-118.

Murphy, J. J., T. H. Stevens, P. G. Allen et Weatherhead, D., 2005. A Meta-Analysis of Hypothetical Bias in Stated Preference Valuation', *Environmental & Resource Economics* 30(3), 313–325.

Murrithi, S. et W. Kenyon, 2002. Conservation of Biodiversity in the Arabuko Sokoke Forest, Kenya. *Biodiversity and Conservation* no. 11: 1437–1450.

Narita, D., K. Rehdanz et R. S.J. Tol, 2011. Economic Costs of Ocean Acidification: A Look into the Impacts on Shellfish Production. Kiel Working Paper No. 1710, Kiel Institute for the World Economy.

Navrud, S. et Ready, R., 2007. Lessons learned for environmental value transfer. Dans: Navrud, S. and Ready, R., *Environmental Value Transfer: Issues and Methods* (p. 283-290). Dordrecht, The Netherlands, Springer.

Odum HT. 1971. *Environment, power, and society*. New York: Wiley-Interscience.

Ojea, E., B. B. Agrawal, R. K. Ghosh, P. K. Joshi et A. Markandya, 2010. Estimating the Costs of Adaptation to Climate Change in Ecosystems: Methodological and Practical Challenges. Paper presented at the 4th World Congress of Environmental and Resource Economists. Montréal, Canada.

Onwujekwe, O., Hanson, K. et Fox-Rushby, J., 2005. Do divergences between stated and actual willingness to pay signify the existence of bias in contingent valuation surveys? *Social Science and Medicine*, 60, 525-536.

Organisation de coopération et de développment économiques (OCDE), 2006. *Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents*. OECD Publishing, 354 p.

Paavola, J. et Adger, W.N., 2008. Institutional Ecological Economics, Dans: Martinez-Alier J; Røpke I (Ed) *Recent Developments in Ecological Economics*, Edward Elgar Publishing, pp.383-398.

Park, T., Bowker, J.M. et Leeworthy, V.R., 2002. Valuing snorkeling visits to the Florida Keys with stated and revealed preference models. *Journal of Environmental Management*, Vol. 65, Iss. 3, pgs. 301-312.

Parsons, George R. et Hauber, A. Brett, 1998. Spatial Boundaries and Choice Set Definition in a Random Utility Model of Recreation Demand. *Land Economics*. 74(1):32-48.

Parsons, G.R., 1992. The Effect of Coastal Land Use Restrictions on Housing Prices: A repeat sale analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 22, No. 1, pp. 25-37.

Parsons, G. R. et Kealy, M. J., 1992. Randomly Drawn Opportunity Sets in a Random Utility Model of Lake Recreation, *Land Economics*, 68(1): 93-106.

Pearce D. et D. Moran, 1994. *The Economic Value of Biodiversity*, UICN, Earthscan Publications, London.

Pearce D., Atkinson G. et Mourato S., 2007. Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents. Les éditions de l'OCDE, Paris.

Pendleton, L., Mohn, C., Vaughn, R., King, P. et Zoulas., J., 2008. Size Matters - The Economic Value of Beach Erosion and Norutishment in Southern California. *Contemporary Economic Policy*, Volume 30, Issue 2, pp. 223 to 237.

Pajot, G., 2011. Rewarding carbon sequestration in South-Western French forests: A costly operation? *Journal of Forest Economics*, vol. 17, no.4, p. 363–377.

Petrolia, D. R. et T. G. Kim, 2011. Preventing Land Loss in Coastal Louisiana: Estimates of WTP and WTA. *Journal of Environmental Management* 92, no. 3, pp. 859-865.

Petrolia, D. R., S. Bhattacharjee, D. Hudson and C. W. Hendorn, 2010. Do Americans want ethanol? A comparative contingent-valuation study of willingness to pay for E-10 and E-85. *Energy Economics* 32, pp. 121–128.

Plummer, M. L., 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology*, vol. 7, n° 1, p. 38-45.

Pitt, M., 1992. The Value of Beach and Dune Maintenance to Tourism: A Contingent Valuation Study on the North Coast of NSW, Dans : *Valuing Natural Areas*, édité par M. Lockwood and T. Delacy.

Prigent, L., 1999. Enquête sur le consentement à payer pour maintenir le caractère maritime du Mont-Saint-Michel Government Series no. ENV-CT97-0045, EC Environment and Climate Research Programme, Human Dimension of Environmental Change.

Rahel F.J. et Olden J.D., 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22 : 521-533.

Rajmis, S., J. Barkmann et R. Marggraf, 2009. User community preferences for climate change mitigation and adaptation measures around Hainich National Park, Germany. *Climate Research* 40, 61–73.

Raulier, F. et P.Y. Bernier, 2000. Predicting the date of leaf emergence for sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) across its native range. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 1429-1435.

Ready, R., S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks et M.X.V. Rodriguez, 2004. Benefit Transfer in Europe: How Reliable are Transfers Between Countries? *Environmental and Resource Economics* 29, no. 1, 67-82.

Revéret, J-P., Charron, I. et St-Arnaud R-M., 2008. Réflexions sur les méthodes d'estimation de la valeur économique des pertes d'habitats fauniques, Groupe Agéco pour le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation, Québec, 54 p.

Ridker, R. G. et Henning, J. A., 1967. The determinants of residential property values with spectral reference to air pollution. *This Review* (May, 1967) : 246-257.

- Rioux, S., C. Latendresse., B. Jobin, A. Baril, C. Maisonneuve, C. Boutin et D. Côté, 2009. Dynamique des habitats fauniques dans les Basses-terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997. *Le Naturaliste canadien*. 133, pp. 20-28.
- Rodenhouse, N.L., L.M. Christeson, D. Parry et L.E. Green, 2009. Climate change effects on native fauna of northeastern forests. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 39, 2009, p. 249-263.
- Rosen, S., 1974. Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition, *The Journal of Political Economy*, 82(1) : 34-55.
- 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.
- Rosenberger, R.S. et R. J. Johnston, 2009. Selection Effects in Meta-Analysis and Benefit Transfer: Avoiding Unintended Consequences, *Land Economics*, 85(3): 410-428
- Rosenberger, R. et T. Phipps, 2007. Correspondence and Convergence in Benefit Transfer Accuracy: Meta-Analytic Review of the Literature, in S. Navrud and R. Ready, ed., *Environmental Value Transfer: Issues and Method*, Springer, 23-43.
- Sander, L. D., Walsh, R. G. et Loomis, J. B., 1990. Toward empirical estimation of the total value of protecting rivers. *Water Resources Research*, 26(7) : 1345-1357.
- Schlenker, W., Hanemann, W.M. et Fisher, A.C., 2005. Will US Agriculture Really Benefit from Global Warming? Accounting for Irrigation in the Hedonic Approach. *American Economic Review* 95: 395-406.
- Schwartz, M.W., Brigham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills, M.H. et van Mantgem, P.J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122, p. 297-305.
- Scott, D., G. McBoyle et A. Minogue, 2007. The implication of climate change for the Quebec ski industry. *Global Environmental Change*, vol. 17, no 2, p. 181-190.
- Settle, C., et J.F. Shogren. 2002. Modeling native-exotic species within Yellowstone Lake. *American Journal of Agricultural Economics* 84(5):1323-1328.
- Shabman, L.A. et Batie, S., 1978. Economic Value of Natural Coastal Wetlands: A Critique. *Coastal Zone Management Journal*, 4, 231-247.
- Shaikh, S. L., P. Suchanek, L. Sun et G. C. Van Kooten, 2003. Does Inclusion of Landowners' Non-Market Values Lower Costs of Creating Carbon Forest Sinks? *Resource Economics and Policy Analysis (REPA)*, Research Group at the University of Victoria, Department of Economics, Working paper 2003-03.

Shrestha, R.K. et Loomis, J.B., 2003. Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values: Testing out-of-sample convergent validity. *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, n° 1, p. 79-100.

Singh, B., C. Bryant, P. André et J.-P. Thouez, 2006. Impact et adaptation aux changements climatiques pour les activités de ski et de golf et l'industrie touristique : le cas du Québec, rapport final, projet Ouranos, accessible au <http://www.ouranos.ca/fr/publications/resultats.php?q=singh&t=>

Siron, R., 2010. Écosystèmes, biodiversité et changements climatiques : des enjeux indissociables. *Vecteur environnement* (Novembre 2010), p. 10-13.

Slaney, G. L., V. A. Lantz and D. A. MacLean, 2009. The Economics of Carbon Sequestration through Pest Management: Application to Forested Landbases in New Brunswick and Saskatchewan, Canada. *Forest Policy and Economics* 11, no. 8, 525-534.

Solomon, B.D. et Johnson, N.H. 2009. Valuing climate protection through willingness to pay for biomass ethanol. *Ecological Economics* 68 2137–2144.

Stapler, R.W. et R.J. Johnston, 2009. Meta-Analysis, Benefit Transfer, and Methodological Covariates: Implications for Transfer Error, *Environmental and Resource Economics*, 42(2): 227-46.

Statistiques Canada, 2012. Données sur les exploitants agricoles de 2011. Accessible au : <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-640-x/2012002/prov/24-fra.htm>

Staub C., Ott W. et al., 2011. Indicators for Ecosystem Goods and Services: Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting. Federal Office for the Environment, Bern. *Environmental studies* no. 1102: 17 S.

Stern, N., 2007. *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge University Press, ISBN: 9780521700801

Sundberg, S., 2004. Replacement costs as economic values of environmental change: A review and application to Swedish sea trout habitats. *Beijer International Institute of Ecological Economics* 184: Stockholm.

Taylor, L. 2003. The hedonic method. Chapter 10 *A Primer on Nonmarket Valuation*, Champ, P., K.J. Boyle, and T.C. Brown (eds.). Boston, Mass.: Kluwer.

TEEB, 2010. *L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB*. Programme des Nations Unies pour l'environnement, 46 p.

Thomassin, P.J. et R. Johnston, *Benefit Transfer of Water Quality Improvements from Agricultural Landscapes: A Meta Analysis*, Jan 2008 (unpubl.)

Thompson, R. et B.M. Starzomski, 2006. What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. *Biodiversity and Conservation*, 16(5), 1359-1378.

Tie, S. et Z. EnDi, 2007. Ecosystem valuation and the conservation of wild lands in vigorous economic regions: A case study in Jiuduansha Wetland, Shanghai. *Chinese Science Bulletin* 52, no.19 2664 – 2674.

Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80, p. 1455-1474.

Tseng , W.-C. et C.-C. Chen, 2008. Valuing the Potential Economic Impact of Climate Change on the Taiwan Trout. *Ecological Economics* Vol.65, Issue 2 282-291.

Tschirhart, J. et D. P. Finhoff. 2001. Harvesting in an eight-species ecosystem. *Journal of Environmental Economics and Management*.

Turpie, J.K., 2003. The Existence Value of Biodiversity in South Africa: How Interest, Experience, Knowledge, Income and Perceived Level of Threat Influence Local Willingness to Pay. *Ecological Economics* 46, 199-216.

Van Beukering, P.J.H., Brander, L., Tompkins, E. et McKenzie, E., 2007. Valuing the environment in small islands - an environmental economics toolkit. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee (JNCC), pp.128. (ISBN 978 1 86107 5949).

Van Houtven, G., J. Powers et S.K. Pattanayak, 2007. Valuing water quality improvements in the United-States using meta-analysis: Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis?, *Resource and Energy Economics*, 29(3): 206-228.

Venkatachalam, L., 2004. The contingent valuation method : a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24 : pp 89-124.

Wallace K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139: 235-246.

Ward, D. O., C. D. Clark, K. L. Jensen, S. T. Yen et C. S. Russell, 2011. Factors influencing willingness-to-pay for the ENERGY STAR label. *Energy Policy* 39, pp. 1450–1458.

Ward N.L. et Masters, G.J., 2007. Linking climate change and species invasion: an illustration using insect herbivores. *Gobal Change Biology*, 13 : 1605-1615.

Water Science and Technology Board (WSTB), 2004. Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making. Committee on Assessing and Valuing the the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems, National Research Council, 290p.

Wiener J.B., 2006. Better Regulation in Europe. *Current Legal Probs*, 59, 447-518.

Whitehead, J. C., B. Poulter, C. F. Dumas et O. Bin, 2008. Measuring the Impacts of Sea Level Rise on Marine Recreational Shore Fishing in North Carolina. Appalachian State University Working Paper 08-09, Boone, NC, Appalachian State University.

Whitehead, J.C., 2006. A comparison of contingent valuation method and random utility model estimates of the value of avoiding reductions in King Mackerel bag limits. *Applied Economics*, Vol. 38, Iss.15, pp. 1725-1735.

Whitehead, J.C., Dumas, C.F., Herstine, J., Hill, J. et Buerger, B. 2006. Valuing Beach Access and Width with Revealed and Stated Preference Data. Working Paper for U.S. Army Corps of Engineers.

Whitmore, S., 2004. The Value of Oregon Beaches: An Analysis of the Non-market Costs of Climate Change on Oregon Coastal Beaches. Thèse de doctorat, Lewis and Clark College

Wilson, M.A. et Hoehn, J.P., 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 335-342.

Winters, P., Murgai, R., Sadoulet, E., De Janvry, A. et Frisvold, G., 1998. Economic and Welfare Impacts of Climate Change on Developing Countries. *Environmental and Resource Economics* 12: 1–24.

Wu, J., K. Skelton-Groth, W.G. Boggess et R.M. Adams, 2003. Pacific salmon restoration: Trade-offs between economic efficiency and political acceptance. *Contemporary Economic Policy* 21(1):78-89.

Yoo, S. H. et S. Y. Kwak, 2009. Willingness to pay for green electricity in Korea: A contingent valuation study. *Energy Policy* 7, pp. 5408-5416.

Zografakis, N., E. Sifaki, M. Pagalou, G. Nikitaki et V. Psarakis, 2010. Assessment of public acceptance and willingness to pay for renewable energy sources in Crete. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, pp. 1088–1095.

# ANNEXE 1 : Détail de la revue de littérature

**Tableau 1 : Détail des études d'évaluation contingente**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	détail du service
Adaman et al., 2010	régulation du climat	Turquie	81 à 150	TL de 2007/ ménage	Réduction des émissions par le développement d'énergies propres
Alberini et Chiabai, 2005	santé	Italie	325 à 370	euros de 2004/ménage/an	Évaluation des risques de morts par maladies cardio-vasculaires ou respiratoires causés par la pollution ou les vagues de chaleur
Alberini, A. et A. Krupnick, 2000	santé - qualité de l'air	Taiwan	nd	nd	Réduction des symptômes respiratoires mineurs causés par la pollution de l'air
Alberini, A. M. Cropper, et T.T. Fu, 1997	santé	Taiwan	20 à 31	US\$/jour/personne	Évitement d'infections respiratoires
Akter et al., 2009	régulation du climat	Global	43	euros de 2008 / voyage	consentement à payer pour la séquestration des GES émis par un vol en avion
Akter et Bennett, 2009	régulation du climat	Australie	158	\$AUS de 2008 / ménage /an	Consentement à payer pour une politique de réduction des GES
Aizaki et al., 2006	prévention inondation - approvisionnement en eau - contrôle de l'érosion- protection de la biodiversité - paysage - loisir et tourisme	Japon	4 144	yen de 2003 / ménage / an	Consentement à payer pour maintenir les usages des milieux agricoles et éviter une diminution de 20%.
Baranzini et al., 2010	protection de la biodiversité	Suisse	110	CHF de 2007 / personne/ an	Valeur de la conservation de la forêt tropicale
Bateman et Dupont, 2011	qualité de l'eau	Angleterre	19,12 à 59,67	UK£	Amélioration de la qualité de l'eau par l'usage d'adoucisseurs d'eau
Bateman et Dupont, 2011	qualité de l'eau	Angleterre	115 à 169	UK£	Amélioration de la qualité de l'eau par l'interdiction d'usage de produits phosphatés
Beaumont et al., 2008	protection de la biodiversité	Angleterre	0,5 à 1,1 milliard	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Beaumont et al., 2008	culture	Angleterre	317M	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Berrens et al., 2004	régulation du climat	Etats-Unis	200	\$US/ménage/an	Implantation du protocole de Kyoto
Boman et al., 2008	protection de la biodiversité	Suède	35,1 à 323,4	SEK de 2002 / personne / mois	Consentement à payer pour la protection des écosystèmes forestiers
Boman et al., 2008	régulation du climat - qualité de l'air - qualité de l'eau	Suède	81 à 438	SEK de 2002 / personne / mois	Consentement à payer pour l'atteinte des objectifs environnementaux nationaux
Brouwer et al., 2008	Prévention inondation	Bangladesh	12,7 à 37,6	BDTK de 2005/personne /an	Protection des citoyens et de leurs résidences face aux inondations
Brouwer et al., 2008	régulation du climat	Pays-Bas	25	euros 2006 / t CO2eq	consentement à payer pour la séquestration des GES émis par un vol en avion
Cai et al., 2010	régulation du climat	Canada, Etats-Unis	0 à 1 156	\$US / personne	Consentement à payer pour des politiques de lutte aux CC
Cameron, 2005	régulation du climat	Etats-Unis	228 à 526	\$US de 1997	Consentement à payer pour la mise en place de politiques de mitigation face aux CC
Cameron et al., 2002	régulation du climat	Etats-Unis	2,74 à 25,97	\$US de 1999	Réduction des gaz et polluants participants aux CC
Carlsson et al., 2010	régulation du climat	Chine, Suède, Etats-Unis	4,99 à 54,24	\$US / personne /an	Consentement à payer pour la réduction des émissions de GES
Cesar et al., 2004	Loisir et tourisme	Seychelles	4,87 à 54,73	\$US / voyage	Bénéfices des récifs coraliens

**Tableau 1 : Détail des études d'évaluation contingente (suite)**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	détail du service
Chang et Ying, 2005	paysage et régulation des crues	Taiwan	1 777,92	NDT de 2001/personne/an	Volonté de payer pour conserver les rizières en se fondant sur un plan de réaffectation de l'impôt
Chestnut et al., 1997	santé - qualité de l'air	Thailand	4 à 189	US\$/jour/personne	Réduction des particules en suspension à Bangkok
Choudhury et al., 2008	régulation du climat	Angleterre	2,31 à 3,68	UK£ de 2004/personne/an	Consentement à payer pour une augmentation de 20% des énergies renouvelables
Choudhury et al., 2008	régulation du climat	Angleterre	1,28 à 3,99	UK£ de 2004/personne/an	Consentement à payer pour une réduction de 20% des GES
Dickie et al., 1991	santé	Etats-Unis	1 à 6	\$US de 1991/personne	Réduction des maladies de la peau par la protection de la couche d'ozone (évitemment d'émissions de CFC)
Dupont, 2011	approvisionnement en eau	Canada	7,93 à 9,31	\$CAN de 2009 / ménage / mois	Consentement à payer pour éviter une baisse d'approvisionnement en eau
Garber-Yonts et al., 2004	protection de la biodiversité	Etats-Unis	380	US\$ de 2002/personne	Protection de la biodiversité dans les forêts côtières de l'Oregon
Glenk et Fischer, 2010	Prévention inondation	Angleterre	42,69 à 44,99	UK£/ ménage/an	Politique d'adaptation aux CC
Hurlimann, 2009	approvisionnement en eau	Australie	7,66	\$AUS de 2007 / kL / ménage	Consentement à payer pour de l'eau recyclée
Hansla et al., 2008	régulation du climat	Suède	0,01 à 0,02	SEK / kWh	Consentement à payer pour des énergies propres
Hidano et Kato, 2008	régulation du climat	Japon	4 746 à 6 378	Yen de 1998 / ménage / an	Bénéfices liés aux politiques de lutte aux CC
Hite et al., 2008	régulation du climat	Etats-Unis	5,73 à 7,56	\$US de 2005 / ménage / mois	Consentement à payer pour des énergies propres
Jensen et al., 2010	régulation du climat	Etats-Unis	0,19	\$US de 2009 /gallon d'essence	Consentement à payer pour l'usage de biocarburants pour réduire les GES
Kim et al., 2011	protection de la biodiversité	Etats-Unis	145,74 à 204,26	\$US de 2008/ ménage	Consentement à payer pour la restauration de milieux insulaires
Kotchen et al., 2011	régulation du climat	Etats-Unis	58 à 89	\$US de 2010 /ménage /an	Consentement à payer pour des politiques de lutte aux CC
Kramer et al., 1999	protection de la biodiversité - régulation du climat	Etats-Unis	24 à 31	\$US de 1992 /personne / an	Consentement à payer pour la protection de la forêt amazonienne
Lantz et al., 2010	qualité eau - habitat biodiversité - régulation des crues - régulation du climat - contrôle de l'érosion	Canada	228,28 à 258,78	\$CAN de 2009 / personne	consentement à payer pour un programme de restauration de milieux humides (Credit River, ON.)
Lee et al., 2010	régulation du climat	Corée du Sud	3326	KRW de 2005/ ménage / mois	Consentement à payer pour la lutte aux CC
Lee et Cameron, 2008	protection de la biodiversité - régulation des précipitations- santé régulation du climat	Etats-Unis	151 à 153	\$US de 2001 / ménage / mois	Mise en place de politiques préventives des changements climatiques
Litvine, 2010		France	1500M	euros de 2009	Consentement à payer pour le retrait de crédits carbon du marché
Logar et Van den Bergh, 2010	Loisir et tourisme- contrôle de l'érosion régulation du climat	Croatie	1,65 à 2,51	euros de 2008 / visite	Prévention de la détérioration des plages
Longo et al., 2011		Espagne	132,01 à 281,61	euros de 2008 / personne /an	Consentement à payer pour des politiques de lutte aux CC

**Tableau 1 : Détail des études d'évaluation contingente (suite)**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	détail du service
Lyssenko et al., 2009	protection de la biodiversité	Canada	1,69	\$CAN / personne	Programme de conservation des baleines
Martinez-Espineira, 2009	protection de la biodiversité	Zimbabwe	2427 à 4676	\$Z de 2004	Volonté de payer des petits exploitants du Zimbabwe pour de meilleures prévisions saisonnières
Makaudze, 2005	régulation des précipitations	Zimbabwe	2427 à 4676	\$Z de 2004	Volonté de payer des petits exploitants du Zimbabwe pour de meilleures prévisions saisonnières
Murrithi et Kenyon, 2002	protection de la biodiversité	Kenya	23M	\$US de 1999	Valeur récréative, de subsistance et de non usage liées à la forêt d'Arabuko Sokoke
Park et al., 2002	Loisir et tourisme	Etats-Unis	287,73	\$US de 2010 /personne /voyage	Consentement à payer supplémentaire par voyage de plongée en apnée dans les récifs de coraux en Floride
Petrolia et Kim, 2011	protection de la biodiversité	Etats-Unis	4 444	\$US de 2009 /ménage /an	Consentement à recevoir pour la perte éventuelle de milieux côtiers humides en Louisiane
Petrolia et Kim, 2011	protection de la biodiversité	Etats-Unis	825	\$US de 2009 /ménage /an	Consentement à payer pour la protection de milieux côtiers humides en Louisiane
Petrolia et al., 2010	régulation du climat	Etats-Unis	0,06 à 0,12	\$US de 2007 /gallon essence	Consentement à payer pour l'usage d'éthanol pour réduire les GES
Pitt, 1992	tourisme et récréation	Australie	8,33	\$AUS de 1991/ semaine de visite	Maintenance des dunes et plages de la côte nord de la New South Wales
Prigent, 1999	tourisme et récréation	France	39,63	FF de 1999	Consentement à payer des visiteurs du site touristique du Mont-Saint-Michel pour désensabler et réaménager le site
Ready et al., 2004	santé	Angleterre, Pays-Bas, Espagne, Portugal, Norvège	13,56 à 300,80	UK£ de 1998	Évitement d'une journée de maladie dû à la pollution de l'air et de l'eau
Solomon et Johnson, 2009	régulation du climat	Etats-Unis	192 à 252	\$US/ année	Réduction des émissions par l'utilisation de bio-éthanol
Tie et EnDi, 2007	tourisme et récréation	Chine	1,5M	RMB de 2007/ an	Consentement à payer pour la conservation de milieux humides (Jiuduansha)
Tie et EnDi, 2007	culture	Chine	19,16M	RMB de 2007/ an	Consentement à payer pour la conservation de milieux humides (Jiuduansha)
Tie et EnDi, 2007	protection de la biodiversité	Chine	184,19	RMB de 2007/ an	Consentement à payer pour la conservation de milieux humides (Jiuduansha)
Tseng et Chen, 2008	protection de la biodiversité	Taiwan	485 à 1 109	NT de 2006 /personne /année	Valeur du changement de la population de truite de Taiwan due au CC
Turpie, 2003.	régulation du climat	Afrique du Sud	36,7	\$US de 2001	Augmentation du prix d'essence pour lutter contre les CC
Turpie, 2003.	régulation du climat	Afrique du Sud	27	\$US de 2001	Augmentation du prix de l'électricité pour lutter contre les CC
Turpie, 2003.	protection de la biodiversité	Afrique du Sud	10,4	\$US de 2001	Consentement à payer pour conservation de la nature
Whitehead et al., 2006	Loisir et tourisme	Etats-Unis	80,82 à 354,27	\$US /usager /an	Surplus du consommateur pour une augmentation de l'accessibilité et de la taille des plages en Caroline du Nord
Whitehead, 2006	Alimentation	Etats-Unis	2,24 à 7,71	\$US /poisson /voyage /2 mois	Valeur associée à la variation des quotas pour la pêche sportive
Whitmore, 2004	tourisme et récréation	Etats-Unis	66 à 197M	\$US de 2004/an	Valeur récréative et d'existence des plages de l'Oregon
Whitmore, 2004	régulation du climat	Corée du Sud	1581 à 2072	KRW de 2006/ménage /mois	Réduction des émissions de GES par l'augmentation des énergies propres
Yoo et Kwak, 2009	régulation du climat	Grèce	17,88	euros de 2006/ personne / an	Réduction des émissions de GES par l'augmentation des énergies propres
Zografakis et al., 2010	régulation du climat	Grèce	17,88	euros de 2006/ personne / an	Réduction des émissions de GES par l'augmentation des énergies propres

**Tableau 2 : Détail des études de choix multi-attributs**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	contexte
Baskaran et Cullen, 2010	régulation du climat	Nouvelle-Zélande	67,11 à 145,29	NZ\$ de 2008/ personne /an	Meilleures pratiques dans les vignobles, qualité de l'eau, réduction de GES, réduction des pesticides
Bateman et Dupont, 2011	qualité de l'eau	Angleterre	19,12 à 59,67	UK£	Amélioration de la qualité de l'eau par l'usage d'adoucisseurs d'eau
Bateman et Dupont, 2011	qualité de l'eau	Angleterre	115 à 169	UK£	Amélioration de la qualité de l'eau par l'interdiction d'usage de produits phosphatés
Botzen et al., 2009	prévention d'événements extrêmes	Pays-Bas	120	euros de 2007 / ménage / an	Consentement à payer pour des mesures de prévention des inondations.
Chau et al., 2010	régulation du climat	Hong-Kong	80 à 97	\$HK de 2008/ ménage / mois	Consentement à payer pour vivre dans des immeubles verts
Dietz et Atkinson, 2010	régulation du climat	Angleterre	84,52 à 152,79	UK£ de 2008 / personne /an	Consentement à payer pour la mise en œuvre d'une politique de réduction des émissions de GES de la circulation locale
Dietz et Atkinson, 2010	régulation du climat	Angleterre	184,04 à 395,04	UK£ de 2008 / personne /an	Consentement à payer pour la mise en œuvre d'une politique nationale de réduction des émissions de GES
Glenk et Colombo, 2011	régulation du climat	Angleterre	12,1	UK£ / personne /an	Bénéfices liés à des programmes de conservation de carbone dans le sol (réduction GES)
Glenk et Colombo, 2011	protection de la biodiversité	Angleterre	30,9	UK£ / personne /an	Bénéfices liés à des programmes de conservation de carbone dans le sol (habitat pour les oiseaux)
Hidrué et al., 2011	régulation du climat	Etats-Unis	(19 224) à 16 930	\$US de 2009	Consentement à payer pour l'achat de véhicules électriques
Kenter et al., 2011	aliments	Iles Solomon	442	SDB / ménage	Consentement à payer pour le maintien de services écosystémiques
Kenter et al., 2011	approvisionnement en eau	Iles Solomon	495	SDB / ménage	Consentement à payer pour le maintien de services écosystémiques
Ku et Yoo, 2010	paysage	Corée du Sud	nd	KRW de 2006/ personne /mois	Consentement à payer pour la mise en œuvre de politique de lutte aux CC
Ku et Yoo, 2010	qualité de l'air	Corée du Sud	8,4	KRW de 2006/ personne /mois	Consentement à payer pour la mise en œuvre de politique de lutte aux CC
Ku et Yoo, 2010	protection de la biodiversité	Corée du Sud	6,85	KRW de 2006/ personne /mois	Consentement à payer pour la mise en œuvre de politique de lutte aux CC
Layton et Levine, 2002	protection de la biodiversité	Etats-Unis	(3,15) à 87,74	\$US / ménage	Consentement à payer pour prévenir les pertes de forêts
Longo et al., 2008	régulation du climat	Angleterre	29,65	UK£ de 2005 / ménage / trimestre	Réduction de GES par utilisation de 1% de plus d'énergie propre
Luisetti et al., 2008	protection de la biodiversité	Angleterre	(8,75M) à 623,74M	UK£ de 2006	Consentement à payer pour la création de marais salant
Rajmis et al., 2009	régulation du climat - contrôle des espèces invasives - événements extrêmes	Allemagne	9,59 à 27,54	euros de 2006 / personne / an	Consentement à payer pour des mesures d'adaptation
Ward et al., 2011	régulation du climat	Etats-Unis	249,82 à 349,30	\$US de 2009	Consentement à payer pour des produits plus économe d'énergie

**Tableau 3 : Détail des études de coûts de transport**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	contexte
Anh et al., 2000	Loisir et tourisme	Etats-Unis	266	\$US/voyage	Consentement à payer pour protéger les habitats de truite en caroline du Nord
Beaumont et al., 2008	Loisir et tourisme	Angleterre	11,77G	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Bergstrom et al., 2004	Loisir et tourisme	Etats-Unis	40,26	\$US de 2010 / personne / voyage	Protection et restauration des milieux côtiers en Louisiane pour la pêche
Bin et al., 2004	tourisme et récréation	Etats-Unis	494M	\$US de 2010	Valeur de la pêche récréative dans les milieux côtiers de la Caroline du Nord
Bin et al., 2004	tourisme et récréation	Etats-Unis	4 030M	\$US de 2010	Valeur du tourisme des milieux côtiers de la Caroline du Nord
Bowman et al., 2007	Loisir et tourisme	Costa Rica	11,49 à 23,52	CRC de 1998 / voyage	Mise en place de pratiques de gestion des places arborées
Bowman et al., 2007	régulation du climat	Costa Rica	14,87 à 55,45	CRC de 1998 / voyage	Mise en place de pratiques de gestion des places arborées
Cesar et al., 2004	Loisir et tourisme	Seychelles	1,5M à 18,5M	\$US	Bénéfices des récifs coraliens
Criddle et al., 2003	Loisir et tourisme	Etats-Unis	34M	\$US de 2010	Valeur de la pêche sportive dans la péninsule de Kenai en Alaska
Kragt et al., 2009	Loisir et tourisme	Australie	184,84	\$AUS de 2004/ voyage	Bénéfices liés aux récifs coraliens
Logar et Van den Bergh, 2010	Loisir et tourisme-contrôle de l'érosion	Croatie	1,62 à 2,16	euros de 2008 / visite	Prévention de la détérioration des plages
Morgan et Hutt, 2009	Loisir et tourisme	Etats-Unis	148,39 à 169,74	\$US de 2010 / personne / voyage	Bénéfices liés à la plongée sous-marine en Floride
Park et al., 2002	Loisir et tourisme	Etats-Unis	668,8	\$US de 2010/ personne / voyage	Dépenses par voyage de plongée en apnée dans les récifs de coraux en Floride
Pendleton et al., 2008	Loisir et tourisme	Etats-Unis	101.64	\$US de 2010/ voyage	Impact de la qualité des plages en Californie sur le tourisme
Whitehead et al., 2008	Loisir et tourisme	Etats-Unis	5,82 à 6,45	\$US de 2005 / voyage	Impact économique de la montée des eaux pour la pêche en Caroline du Nord
Whitmore, 2004	tourisme et récréation	Etats-Unis	125 à 500	\$US de 2004/voyage	Valeur récréative et d'existence des plages de l'Oregon

**Tableau 4 : Détail des études de prix hédonistes**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	contexte
Bin et al., 2004	prévention événements extrêmes	Etats-Unis	3 680M	\$US de 2010	impact de la montée du niveau de la mer sur la valeur des résidences en Caroline du Nord
Klaiber et Smith, 2011	régulation du climat	Etats-Unis	50	\$US de 2000	Impact des îlots de chaleur sur la valeur des résidences, valeur de la hausse de 1C par nuit en juillet
Parsons, 1992	prévention événements extrêmes	Etats-Unis	14 à 62%		Effet sur la valeur des résidences de restrictions de développement en milieux côtiers au Maryland
Schlenker et al., 2005	alimentation	Etats-Unis	5,3 à 5,4G	\$US	Impacts des changements de température et de précipitation sur l'agriculture

**Tableau 5 : Détail des études des méthodes basées sur les coûts**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	contexte
Ambrey et Fleming, 2011	protection de la biodiversité	Australie	20 245	\$AUS	Relation entre le revenu des ménages et la biodiversité
Badola et Hussain, 2005	prévention événements extrêmes	Inde	32,31 à 153,74	\$US de 2004/ ménage	Valeur des écosystèmes mangroviens dans la protection contre les inondations
Beaumont et al., 2008	cycle des nutriments	Angleterre	800 à 2 320 milliards	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Beaumont et al., 2008	régulation du climat	Angleterre	0, 4 à 8,47	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Beaumont et al., 2008	prévention événements extrêmes	Angleterre	300M	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Bruneau, 2007	approvisionnement en eau	Canada	200M à 6 800M	\$CAN de 1996	Coût d'une baisse d'approvisionnement en eau
De Bruin et al., 2009	prévention événements extrêmes	Pays-Bas	47M	euros	Bénéfices des milieux côtiers
Tie et EnDi, 2007	régulation du climat	Chine		0,39M RMB de 2007/	Reboisement pour compenser an les émissions de CO2 advenant la perte de milieux humides (Jiuduansha)
Tie et EnDi, 2007	Qualité de l'eau	Chine		RMB de 2007/	Remplacement de la capacité an de milieux humides à traiter les polluants
			2,56M		

**Tableau 5 : Détail des études des prix de marchés**

auteurs	service	pays	valeur du service	unité	contexte
Beaumont et al., 2008	aliments	Angleterre	513M	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Beaumont et al., 2008	matériaux de base	Angleterre	81,5M	UK£ de 2004	Bénéfices issus de la biodiversité marine
Cesar et al., 2004	aliments	Seychelles	0,3M à 3,3M	\$US	Bénéfices des récifs coraliens
Emerton et Tessema, 2001	aliments - protection biodiversité - loisir et tourisme- prévention événements extrêmes	Kenya	145M	Ksh de 2009	Bénéfices des milieux côtiers
Kumar et Kumar, 2010	aliments - protection biodiversité - loisir et tourisme - contrôle de l'érosion	Inde	29 408M à 23 877M	Rs de 2007	Bénéfices liés aux récifs coraliens
Ojea et al., 2010	matériaux de base - protection biodiversité - prévention événements extrêmes	Inde	1 150M à 2 560M	\$US de 2009	Coûts de l'adaptation aux CC pour les forêts
Pajot, 2011	régulation du climat	France	3 146,5	euros de	revenu tiré de la séquestration 2008/ha de carbone par les agroforestiers
Shaikh et al., 2003	régulation du climat	Canada		33,54 \$CAN de 2000	Consentement à recevoir /acre pour la conversion de terres agricoles en agroforesterie
Slaney et al., 2009	régulation du climat	Canada	64,23M	\$CAN de 2002	Valeur de la séquestration de carbone par les forêts
Tie et EnDi, 2007	matériaux de base	Chine		RMB de 2007/	Approvisionnement par le an milieu
Tie et EnDi, 2007	aliments	Chine		RMB de 2007/	Approvisionnement par le an milieu
			0,53M		
			1,25M		

**Tableau 6 : Détail des études des fonctions de production**

<b>auteurs</b>	<b>service</b>	<b>pays</b>	<b>valeur du service</b>	<b>unité</b>	<b>contexte</b>
Bell, 1997	loisir et tourisme	Etats-Unis	2 060 à 3 589	\$US de 2010	Impact des milieux humides sur la pêche récréative
Brown et al., 2010	aliments - protection biodiversité - production primaire	Global			Altération du taux et de la distribution de la production primaire des océans
Chang et al., 2011	régulation du climat	China	12 000	yuan de 2004	Fixation de CO2 entre des légumes cultivés en serre et de façon conventionnelle
Couture et Reynaud, 2011	prévention d'événements extrêmes	France	33,37	euros de 2008 / ha/ an	Optimisation des taux de récolte des arbres pour prévenir les incendies.
Jin et al., 2003	aliments	Etats-Unis	1,36M	\$US de 2010	Fonctionnalité de la chaîne alimentaire et rôle du zooplancton dans l'industrie de la pêche
Lynne et al., 1981	aliments	Etats-Unis	49,2	\$US de 2010 / acre	Impact des marsis dans la production de crabe
Massey et al., 2006	aliments	Etats-Unis	0,11M à 91M	\$US de 2010	Impact de la qualité de l'eau sur les pêches
Narita et al., 2011	aliments	Global	111G à 141G	\$US de 2000	Coûts de l'acidification des océans sur la production de mollusques