

# Évaluation économique de biens et services environnementaux par la méthode du transfert de bénéfices

Par  
Jean-Philippe Boyer

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de  
l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Madame Jie He

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Janvier 2013

## **SOMMAIRE**

Mots clés : bassin versant, Bécancour, écosystèmes, méta-analyse, milieux humides, milieux naturels, services écologiques, transfert d'avantages, valeur économique, volonté à payer, Yamaska.

Les écosystèmes naturels sont dégradés par de nombreuses activités humaines. Cela entraîne une érosion du bien-être des populations humaines en raison de la perte des biens et services environnementaux que ces écosystèmes ont fournis dans le passé. L'évaluation économique de ces biens et services qui ne sont généralement pas considérés dans la prise de décision pourrait permettre de sensibiliser la population et les décideurs de l'importance de ceux-ci afin qu'ils soient mieux pris en compte.

Alors que des décisions délicates devront être prises dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques, l'objectif de cet essai est de réaliser une évaluation économique des biens et services environnementaux de milieux humides du Québec en utilisant la méthode du transfert de bénéfices. Cette méthode permet d'utiliser des résultats trouvés ailleurs pour les transférer au site d'intérêt. Elle a été choisie pour sa rapidité et ses faibles coûts, et a été utilisée selon quatre variantes dans une étude de cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. Avec les différentes variantes de la méthode, il semble y avoir une convergence vers une valeur plausible de certains biens et services environnementaux pour chaque hectare de milieux humides non détruits. Les valeurs obtenues sont à interpréter avec prudence, car l'évaluation économique et la méthode de transfert de bénéfices comportent de nombreux biais et limites dont il faut tenir compte.

Plusieurs recommandations émergent de l'exercice du transfert de bénéfices et de l'estimation d'une valeur économique des biens et services environnementaux en général, les plus importantes étant rapportées ici. L'évaluation et l'interprétation des estimations dépendent grandement du contexte. Il importe de connaître, de comprendre et de reconnaître les limites de l'évaluation économique, entre autres, quant à la population concernée, à la complexité des écosystèmes et aux méthodes elles-mêmes. Il est primordial que les économistes travaillent en collaboration avec les experts des sphères écologiques et sociales afin de bien guider les décideurs. En conclusion, la génération actuelle devrait s'assurer de concilier environnement, société et économie afin de laisser aux générations futures des écosystèmes sains et des ressources suffisantes pour assurer leur survie.

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier particulièrement Jie He, ma directrice d'essai, de m'avoir accueilli dans son équipe d'économistes, ce qui m'aura permis de mieux comprendre un grand nombre de concepts en économie. Je la remercie aussi pour le temps qu'elle m'a accordé et pour les discussions intéressantes que nous avons eues.

Je veux aussi remercier tous ceux qui ont contribué au projet *Élaboration d'un guide méthodologique pour l'évaluation économique des biens non marchands dans un contexte d'augmentation de la capacité de prendre des décisions d'adaptation* pour la recherche, pour la saisie de donnée et pour l'analyse, spécialement Fanny Moffette qui a patiemment répondu à mes nombreuses interrogations et avec qui j'ai eu des discussions enrichissantes. Merci à Richard Fournier, Jérôme Théau, Mathieu Varin et Roxane, de l'équipe en géomatique en charge du projet *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent: adaptation aux changements climatiques*, qui ont aussi fourni des données essentielles au projet en plus de proposer de bonnes pistes de discussion lors des rencontres de projet.

Je souhaite remercier tous ceux qui ont révisé et commenté des versions antérieures de ce document, notamment Jean-Marc Boyer et Véronique Meunier. Finalement, je ne peux m'empêcher d'exprimer ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont soutenu dans cette aventure, et, plus particulièrement, à Véronique Meunier pour ses encouragements et son aide de tous les instants.

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
<b>1 VALEUR DES BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX .....</b>	<b>4</b>
1.1 Les biens et services environnementaux .....	4
1.1.1 Lien entre processus, fonction écologique et BSE.....	5
1.1.2 Classification des BSE .....	7
1.1.3 Les milieux humides et les BSE .....	9
1.2 Concept de valeur .....	10
1.2.1 Valeur intrinsèque.....	10
1.2.2 Valeur instrumentale.....	11
1.3 La valeur économique totale (VET) et les types de valeur.....	13
1.3.1 Valeur d'usage.....	14
1.3.2 Valeur de non-usage .....	15
1.3.3 Application de la valeur économique totale.....	15
1.4 Pourquoi analyser la valeur économique des BSE .....	16
1.4.1 Avantages d'utiliser la valeur économique.....	16
1.4.2 Outil d'aide à la prise de décision.....	17
<b>2 DESCRIPTION DES MÉTHODES D'ANALYSE ÉCONOMIQUE .....</b>	<b>19</b>
2.1 Description rapide des différents types de méthodes .....	19
2.1.1 Méthodes basées sur le marché réel .....	19
2.1.2 Méthodes basées sur les coûts.....	19
2.1.3 Méthodes basées sur les marchés fictifs .....	20
2.1.4 Méthodes basées sur les résultats antérieurs.....	20
2.2 Comparaison des méthodes .....	20
2.3 Justification du choix de la méthode utilisée .....	28
<b>3 LA MÉTHODE DU TRANSFERT DE BÉNÉFICES .....</b>	<b>29</b>
3.1 Types de transferts : fondement théorique et applications .....	29
3.1.1 Transfert de valeurs sans ajustement .....	30
3.1.2 Transfert de valeurs avec ajustement .....	31
3.1.3 Transfert de fonctions.....	31
3.1.4 Méta-analyse .....	32
3.2 Critères et tests d'évaluation de la qualité .....	34
3.3 Forces et faiblesses.....	35

<b>4</b>	<b>ÉTUDE DE CAS DES BASSINS VERSANTS DE LA YAMASKA ET DE LA BÉCANCOUR</b>	<b>38</b>
4.1	Contexte des sites à l'étude .....	38
4.1.1	BV de la Yamaska .....	39
4.1.2	BV de la Bécancour .....	40
4.1.3	BSE.....	40
4.2	Transfert de valeurs sans ajustement .....	41
4.2.1	Choix de l'étude de référence .....	41
4.2.2	Corrections apportées .....	42
4.2.3	Résultats obtenus.....	42
4.3	Transfert de valeurs avec ajustement .....	44
4.4	Transfert de fonctions.....	46
4.4.1	Méthodologie .....	46
4.4.2	Résultats obtenus.....	47
4.5	Méta-analyse .....	48
4.5.1	Méthodologie de réalisation de la méta-analyse .....	48
4.5.2	Coefficients obtenus .....	49
4.5.3	Résultat du transfert de bénéfices à partir de la méta-analyse.....	53
4.6	Interprétation et limites .....	53
<b>5</b>	<b>DISCUSSION ET ANALYSES .....</b>	<b>57</b>
5.1	Évaluer ou pas?.....	57
5.2	Contexte où l'évaluation économique n'est pas préférable .....	59
5.2.1	Complexité des systèmes.....	59
5.2.2	Seuils écologiques.....	61
5.2.3	Autres approches non économiques.....	62
5.3	Limites de l'évaluation économique des BSE .....	63
5.3.1	Méthode du transfert de bénéfices et de la méta-analyse .....	64
5.3.2	Organisation des BSE et valeur économique totale.....	65
5.3.3	Pertinence de l'extrapolation .....	66
5.4	Inclusion de l'aspect social à l'évaluation.....	67
5.4.1	Jusqu'à où s'étend géographiquement la population concernée? .....	67
5.4.2	Les populations des générations futures doivent-elles être considérées? .....	68
5.4.3	Les gens ont-ils toute l'information pour bien évaluer la valeur que représentent pour eux les BSE? .....	69
5.4.4	Constatations.....	69
5.5	Inclusion de l'aspect écologique à l'évaluation .....	70

5.5.1	Indicateurs écologiques.....	70
5.5.2	Organisation des BSE .....	71
5.5.3	Échelle de l'analyse.....	72
5.5.4	Constatations.....	72
5.6	Recommandations.....	73
<b>CONCLUSION .....</b>		<b>75</b>
<b>RÉFÉRENCES.....</b>		<b>77</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>		<b>87</b>
<b>ANNEXE 1 - CARTE DES BASSINS VERSANTS DE LA RIVIÈRE YAMASKA ET DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR .....</b>		<b>89</b>
<b>ANNEXE 2 - CARTE DES MILIEUX HUMIDES DE LA <i>PRAIRIE POTHOLE REGION</i>.....</b>		<b>90</b>
<b>ANNEXE 3 - MÉTHODOLOGIE UTILISÉE POUR CALCULER UNE VAP AVEC LE TRANSFERT DE FONCTION.....</b>		<b>91</b>

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1-1	Lien entre processus, fonction écologique et BSE.....	6
Figure 1-2	Classification des BSE selon le MEA.....	7
Figure 1-3	Graphique de courbe d'offre et de demande.....	12
Figure 1-4	Courbes d'indifférences.....	13
Figure 1-5	Type de valeur de la valeur économique totale .....	14
Figure 2-1	Méthodes d'évaluations utilisées pour différentes catégories de BSE liés aux milieux humides .....	28
Figure 5-1	Cadre conceptuel des liens entre les écosystèmes, le bien-être humain et la prise de décision qui devrait intégrer plusieurs valeurs .....	58
Figure 5-2	Valeur d'assurance (liée à la résilience de l'écosystème) et de production de BSE d'un écosystème.....	60
Figure 5-3	Changement de la valeur marginale à l'approche d'un seuil écologique. ....	62
Figure 5-4	Les différents types de liens possibles entre la variation de la biodiversité et la variation des BSE .....	72
Tableau 1-1	Explication de chaque type de valeur.....	15
Tableau 2-1	Méthodes économiques les plus appropriés pour l'évaluation de la valeur économique des différents BSE .....	21
Tableau 2-2	Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE.....	22
Tableau 4-1	Caractéristiques géographiques et sociodémographiques des deux bassins versants à l'étude .....	39
Tableau 4-2	Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices sans ajustement en utilisant la VAP/ménage .....	43
Tableau 4-3	Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices avec ajustement selon le revenu disponible.....	45
Tableau 4-4	Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices avec ajustement selon la superficie de milieux humides dans chaque bassin versant .....	45
Tableau 4-5	Coefficients provenant de l'étude de Pattison <i>et al.</i> (2011) et valeurs moyennes utilisées dans le transfert de fonction .....	47
Tableau 4-6	Paramètres de calculs et résultats du transfert de fonction .....	47
Tableau 4-7	Comparaison des coefficients et des erreurs type calculés pour plusieurs variables explicatives dans plusieurs méta-analyses portant sur la valeur des BSE des milieux humides .....	50
Tableau 4-8	Tableau récapitulatif des valeurs économiques obtenues à l'aide des différentes méthodes de transfert de bénéfices .....	54

## LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

\$ CAN	Dollar canadien
\$ US	Dollar américain
BSE	Biens et services environnementaux
BV	Bassin versant
CIC	Canards illimités Canada
COGEBY	Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EVRI	<i>Environmental Valuation Reference Inventory</i>
ha	Hectare
ISQ	Institut de la statistique du Québec
ln	Logarithme naturel
log	Logarithme
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEA	Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire ( <i>Millenium ecosystem assessment</i> )
MH	Milieu humide
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
ONGE	Organisation non gouvernementale environnementale
ONU	Organisation internationale des Nations Unies
OQLF	Office québécois de la langue française
PIB	Produit intérieur brut
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PPA	Parité de pouvoir d'achat
SIG	Système d'information géographique
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
VAP	Volonté à payer
VET	Valeur économique totale



## LEXIQUE

Bien et service environnemental	Composantes des écosystèmes utilisées directement ou indirectement pour contribuer au bien-être humain (Traduction libre de Fisher <i>et al.</i> , 2009).
Biodiversité	Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes (Organisation internationale des Nations Unies (ONU), 1992).
Écosystème	Ensemble dynamique formé des organismes vivants et de l'environnement non vivant dans lequel ils évoluent, leur interaction constituant l'unité fonctionnelle de base de l'écologie. Les dimensions de l'écosystème sont très variables; il peut s'agir d'un océan entier comme de la souche d'un arbre. (Office québécois de la langue française (OQLF), 2011a)
Externalité	Impact environnemental, social ou économique, positif ou négatif, d'activités générant des avantages ou des coûts qui ne sont pas reçus ou assumés exclusivement par [l'agent] exerçant ces activités (OQLF, 2011b).
Marginal	Se dit de la dernière unité additionnelle qui est ajoutée à un ensemble homogène (Bureau de la traduction, 2012). Par exemple, l'utilité marginale d'un bien est l'utilité attachée à une quantité limite de ce bien, compte tenu des possibilités de substitution de ce bien avec les autres (OQLF, 2011c).
Méta-analyse	Méthode statistique qui combine les résultats obtenus dans un grand nombre d'études afin d'expliquer la variation d'une variable dépendante par plusieurs variables explicatives (Définition de l'auteur). Note : dans ce cas-ci, la variable dépendante est la valeur économique d'un hectare de milieux humides.

Résilience	Capacité d'un écosystème, d'une société ou encore d'une personne à résister, à survivre et à s'adapter aux perturbations qu'elle rencontre en se rétablissant pour atteindre un niveau acceptable de fonctionnement (Définition de l'auteur).
Transfert de bénéfices	Méthode d'évaluation économique qui utilise les résultats (souvent des valeurs de volonté à payer) obtenus d'autres études antérieures sur d'autres sites pour les transférer au site d'intérêt. (Définition de l'auteur).
Variable dichotomique	Variable qui se divise en seulement deux classes contradictoires, souvent 0 ou 1 (Définition de l'auteur).
Volonté à payer	Montant des dépenses consenties par des agents économiques pour assurer une certaine qualité de l'environnement (OQLF, 2011d).

## INTRODUCTION

Avec plus de 7 milliards d'humains sur Terre, l'option de toujours déménager dans des régions moins polluées ou plus vivables est révolue (Gieseke, 2012). D'ailleurs, le climat change à l'échelle mondiale et continuera de se réchauffer pour des décennies malgré les mesures mises en place pour y remédier (Peters *et al.*, 2012). Dans ce contexte, il est primordial de trouver des moyens d'adaptation afin d'assurer la résilience des populations. Or, cela passe par la résilience des écosystèmes qui nous fournissent nombre de biens et services environnementaux (BSE) essentiels à notre survie. D'ailleurs, Rebecca Grynspan, sous-secrétaire générale des Nations Unies et Administratrice associée du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) a récemment déclaré :

« Bien que la survie de l'homme dépende en grande mesure de la biodiversité et de la santé des écosystèmes, durant les dernières décennies, le monde a connu une perte de la biodiversité et une dégradation de l'écosystème sans précédent, qui sapent les bases mêmes de la vie sur terre » (PNUD, 2012).

C'est pourquoi le PNUD a dévoilé sa nouvelle stratégie *L'avenir que nous voulons : biodiversité et écosystèmes, moteurs du développement durable* qui vise entre autres à « Gérer et réhabiliter les écosystèmes afin qu'ils s'adaptent aux changements climatiques et en atténuent les effets » (*ibid.*).

Les nombreux BSE que fournissent les écosystèmes améliorent le bien-être des humains. Les BSE sont l'ensemble des biens et des services que la nature fournit gratuitement aux humains. On se rend souvent compte de leur présence, seulement une fois que l'écosystème est détruit et que l'on doit maintenant payer pour un service équivalent ou se rabattre sur un substitut. Malgré tout, ce qui ressort d'une large évaluation internationale, c'est que la plupart des BSE sont dégradés ou exploités de manière non durable (Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005a). Heureusement, les BSE sont de plus en plus pris en considération dans les décisions. Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) intègre maintenant la notion de BSE et de fonctions écologiques dans son nouveau guide sur l'autorisation de projets dans les milieux humides (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2012).

C'est d'ailleurs sur les milieux humides que portera cet essai, car ces écosystèmes fournissent de nombreux BSE nécessaires au maintien des populations humaines (MEA, 2005b). Or, les milieux humides sont parmi les écosystèmes qui sont détruits ou dégradés les plus rapidement à l'échelle mondiale (*ibid.*). D'ailleurs, dans le sud du Québec, les milieux humides ont aussi été largement convertis à d'autres usages ou encore dégradés, principalement par l'agriculture et le milieu urbain (Joly *et al.*, 2008). Les milieux humides sont les « sites saturés d'eau ou inondés pendant une

période suffisamment longue pour influencer la nature du sol et la composition de la végétation » (Joly *et al.*, 2008, p. 1). Par les interactions avec les autres écosystèmes et la situation géographique, souvent entre milieu aquatique et milieu terrestre, les milieux humides sont généralement très riches en biodiversité (Maltby and Barker, 2009), ce qui permet généralement de fournir davantage de BSE. Toutefois, afin d'assurer le maintien des nombreux BSE qu'ils génèrent, une certaine proportion des milieux humides devrait être maintenue ou restaurée à tout prix (Mitsch and Gosselink, 2000).

Dans un contexte où le développement économique semble être le *leitmotiv* de nos politiciens, il est impératif de trouver un moyen de faire entrer la conservation des écosystèmes naturels dans leurs discours afin que des décisions éclairées soient prises. Plusieurs suggèrent que c'est justement en utilisant leur langage qu'il sera possible d'y arriver. C'est pourquoi l'évaluation économique des BSE est un domaine où les publications abondent depuis quelques décennies. Plusieurs méthodes primaires ont été développées, mais elles sont généralement complexes, longues et coûteuses à réaliser, ce qui pose un frein à l'évaluation économique des BSE. Donc, plusieurs se tournent vers le transfert de bénéfices qui utilisent des données existantes pour transférer des résultats antérieurs au site d'intérêt. Néanmoins, chacune de ces méthodes n'est pas sans biais ou limites et les analystes qui les utilisent doivent demeurer prudents.

C'est dans ce contexte que l'objectif général de cet essai est de produire une évaluation économique des biens et services environnementaux de milieux humides du Québec à partir de la méthode du transfert de bénéfices. Cet objectif général se décline dans les objectifs spécifiques suivants :

- Faire ressortir l'importance de l'évaluation économique des biens et services environnementaux, notamment pour les milieux humides;
- Faire une revue de littérature des avantages et faiblesses des différentes méthodes d'évaluation économique;
- Décrire la façon de réaliser les différentes variantes de la méthode de transfert de bénéfices et les limites associées à cette méthode;
- Estimer la valeur économique de certains BSE dans une étude de cas des milieux humides des bassins versants de la rivière Yamaska et de la rivière Bécancour par la méthode du transfert de bénéfices;
- Discuter des implications des résultats obtenus pour l'utilisation de l'évaluation économique et du transfert de bénéfices pour d'autres milieux.

Afin d'assurer un contenu rigoureux, la qualité et la crédibilité des différentes sources utilisées ont été évaluées. La majorité des documents cités sont des publications scientifiques révisées par les pairs pour lesquelles le processus assure une grande rigueur. Suivent les rapports issus de regroupements d'experts comme le MEA qui sont aussi jugés très fiables. Plusieurs chapitres de livres et rapports ont aussi été consultés. Dans un tel cas, la crédibilité de l'auteur était évaluée, ou l'information utilisée était corroborée par au moins une autre source. Pour des enjeux moins importants ou des opinions exprimées par certains, quelques références tirées d'autres sources ont aussi été utilisées. À la suite de cette démarche et considérant le grand nombre de sources employées, les informations présentées dans cet essai sont jugées crédibles et valables.

Le premier chapitre présente les différents concepts abordés dans l'essai, notamment les BSE et le concept de la valeur, afin d'assurer une bonne compréhension des analyses et discussions subséquentes. Le second chapitre expose les différentes méthodes d'évaluation économique des BSE et compare les forces et faiblesses de chacune. Il se termine en justifiant la méthode employée dans cet essai, le transfert de bénéfices. Le chapitre suivant est d'ailleurs entièrement consacré à démystifier cette méthode et les différentes variantes qui permettent d'établir une valeur économique sur la base d'études primaires préalablement réalisées. Ces différentes variantes de la méthode de transfert de bénéfices sont ensuite mises en application dans le chapitre suivant avec une étude de cas sur les milieux humides de deux bassins versants du Québec. Les résultats obtenus avec chaque variante sont comparés pour ensuite en discuter. Finalement, le dernier chapitre aborde plusieurs éléments de discussion quant aux limites de l'évaluation économique des BSE, aux approches alternatives, ainsi qu'à l'inclusion de l'aspect social et de l'aspect écologique à l'évaluation. Il se termine par une série de recommandations concernant le transfert de bénéfices et l'évaluation économique en général.

## **1 VALEUR DES BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX**

La notion de biens et services environnementaux est de plus en plus en vogue et utilisée dans une multitude de contextes par différents acteurs (Fisher *et al.*, 2009). D'ailleurs, le secrétaire général de l'Organisation internationale des Nations Unies (ONU) a commandé, en 2000, un rapport ayant comme objectif d'étudier les conséquences des changements des écosystèmes pour le bien-être des hommes et d'établir des bases scientifiques pour faciliter la conservation et l'utilisation durable des écosystèmes et des BSE (MEA, 2005a). Le rapport, intitulé *Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire*, a été rendu en 2005 grâce au travail d'environ 1350 experts issus de près de 50 pays (Limoges, 2009). Suite à ce travail colossal, la notion de BSE s'est répandue et elle est maintenant souvent associée à une évaluation de la valeur économique de ceux-ci. Suite au rapport Stern (Stern, 2007) qui stipule que, si rien n'est fait, les changements climatiques occasionneront une perte économique équivalant à au moins 5% du produit intérieur brut (PIB) mondial, et ce, annuellement et à perpétuité, le groupe *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) est né d'une rencontre des ministres de l'Environnement du G8+5 en 2007 (TEEB, s. d.). Le TEEB avait comme objectif d'étudier l'impact économique de la perte globale de biodiversité afin de présenter des arguments économiques pour de la conservation.

Déjà, en 1997, Costanza *et al.* (1997) ont calculé une valeur économique pour les BSE fournis annuellement par l'ensemble des écosystèmes de la planète. La valeur de 33 trillions de dollars américains par an, représentant près du double du PIB mondial a été contestée, mais a permis de mettre en lumière l'importance des BSE pour la société et l'économie.

Afin de bien comprendre la suite de l'essai, ce premier chapitre se veut une mise en contexte et s'efforce de clarifier plusieurs termes et concepts, notamment les BSE et la valeur, qui sont utilisés différemment selon les disciplines et le contexte. Il souligne aussi l'importance de considérer la valeur économique des BSE dans la prise de décision, dès qu'elle implique un changement dans l'environnement.

### **1.1 Les biens et services environnementaux**

La littérature qui aborde le sujet des BSE a cru de manière très importante dans les dernières décennies (de Groot *et al.*, 2002; Fisher *et al.*, 2009) et avec elle, les différentes dénominations et définitions se sont aussi multipliées. Ainsi, plusieurs termes, tels que services écologiques, services écosystémiques, services naturels, services des écosystèmes et écoservices, sont soit synonymes de BSE, soit reliés de près au concept. Comme les définitions varient aussi beaucoup d'un auteur à

l'autre, il importe de définir clairement ce que sont les BSE dans le cadre du présent essai afin d'éviter toute confusion.

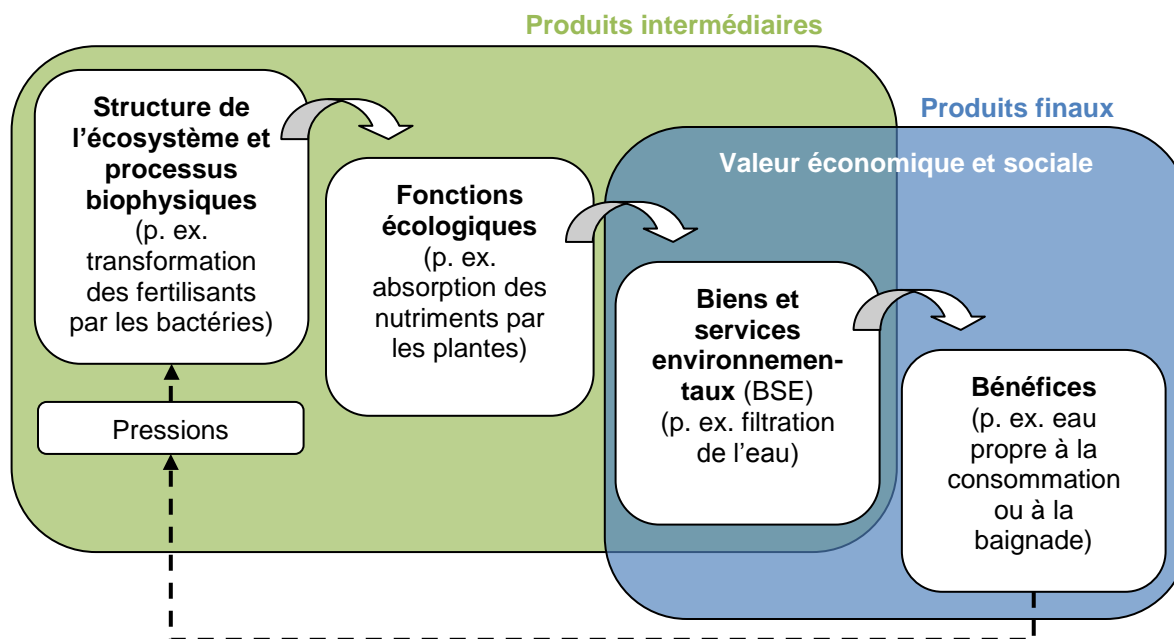
De façon générale, les BSE correspondent à ce que la nature apporte aux humains en terme de bien-être. D'ailleurs, la définition du MEA le montre bien : « The benefits people obtain from ecosystems » (MEA 2005a, p. V). D'autres auteurs ont aussi proposé des variantes qui exposent le fait que les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes proviennent des processus et des fonctions des écosystèmes (Fisher *et al.*, 2009). D'ailleurs ces différents termes seront clarifiés dans la prochaine section. Fisher *et al.* (2009) ont passé en revue les différentes définitions et ont proposé la suivante : « the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being » (*ibid.*, p. 645). Les BSE doivent provenir de phénomènes écologiques et ne sont pas nécessairement utilisés directement (*ibid.*). Il est important de mentionner que les BSE ne peuvent être appelés ainsi que lorsque les fonctions ou les processus écologiques bénéficient à des humains (*ibid.*). Donc, sans humains, les BSE n'existent pas, comme il sera discuté à la prochaine section.

Partant de ces considérations, la définition de BSE utilisée dans cet essai sera une traduction libre de celle de Fisher *et al.* (2009). Les BSE sont donc : « les composantes des écosystèmes utilisées directement ou indirectement pour contribuer au bien-être humain. » Comme le suggère de Groot *et al.* (2002), seuls les BSE qui peuvent être utilisés de manière durable, de façon à maintenir les fonctions écosystémiques de même que les processus et les structures, devraient être considérés. Ainsi, l'extraction de minerais (or, fer, cuivre, uranium, etc.) ainsi que l'exploitation d'hydrocarbures sont exclus des biens et services fournis par les écosystèmes. Dans un même ordre d'idée, les sources d'énergie qui ne peuvent pas être attribuées à aucun écosystème particulier, comme le solaire et l'éolien, devraient aussi être exclues (*ibid.*).

### **1.1.1 Lien entre processus, fonction écologique et BSE**

Pour bien comprendre ce que sont les BSE, imaginons d'abord un monde sans humains, dans lequel différents écosystèmes couvrent la surface du globe. Dans chacun de ces écosystèmes, une structure (p. ex. géomorphologie, hydrologie, sols, faune et flore) et des processus (p. ex. physiques, chimiques et biologiques) sont à la base de l'écosystème et lui permettent de perdurer dans le temps (Maltby and Barker, 2009). UK National Ecosystem Assessment (2011) donnent d'ailleurs des exemples de ces termes pour un milieu humide qui sont repris ici. Différents processus, tels que la transformation des nutriments par des bactéries, la production de tourbe à partir de végétaux morts en absence d'oxygène et l'infiltration de l'eau dans le sol à cause de la gravité, sont nécessaires à la production de fonctions écologiques. Les fonctions associées à ces

processus pourraient par exemple être l'absorption des nutriments par les plantes, le stockage de carbone ou la recharge des aquifères. Ces processus et ces fonctions permettent à l'écosystème de fonctionner, même si aucun homme n'est présent. Ils fournissent des BSE lorsque des bénéfices en sont retirés par des hommes s'ils s'ajoutent à l'équation. Des services comme une meilleure qualité de l'eau, une réduction des gaz à effet de serre ou encore une augmentation de la quantité d'eau disponible dans les aquifères bénéficient aux hommes et peuvent être évalués monétairement comme discuté à la section 1.2. La figure 1-1 illustre schématiquement ces concepts.



**Figure 1-1** Lien entre processus, fonction écologique et BSE (inspiré de : Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, p. 123)

Bien que la figure 1-1 semble simple, plusieurs faits viennent compliquer la donne, notamment pour la classification et l'évaluation économique des BSE. D'abord, un même écosystème peut générer plusieurs BSE qui peuvent eux-mêmes engendrer de nombreux bénéfices pour le bien-être humain, situation appelée *joint production* (Fisher *et al.*, 2009) ou coproduction. Par exemple, le service de régulation des débits des rivières peut produire de multiples bénéfices comme les opportunités de récréation, la disponibilité de l'eau pour l'irrigation et pour la production d'hydroélectricité.

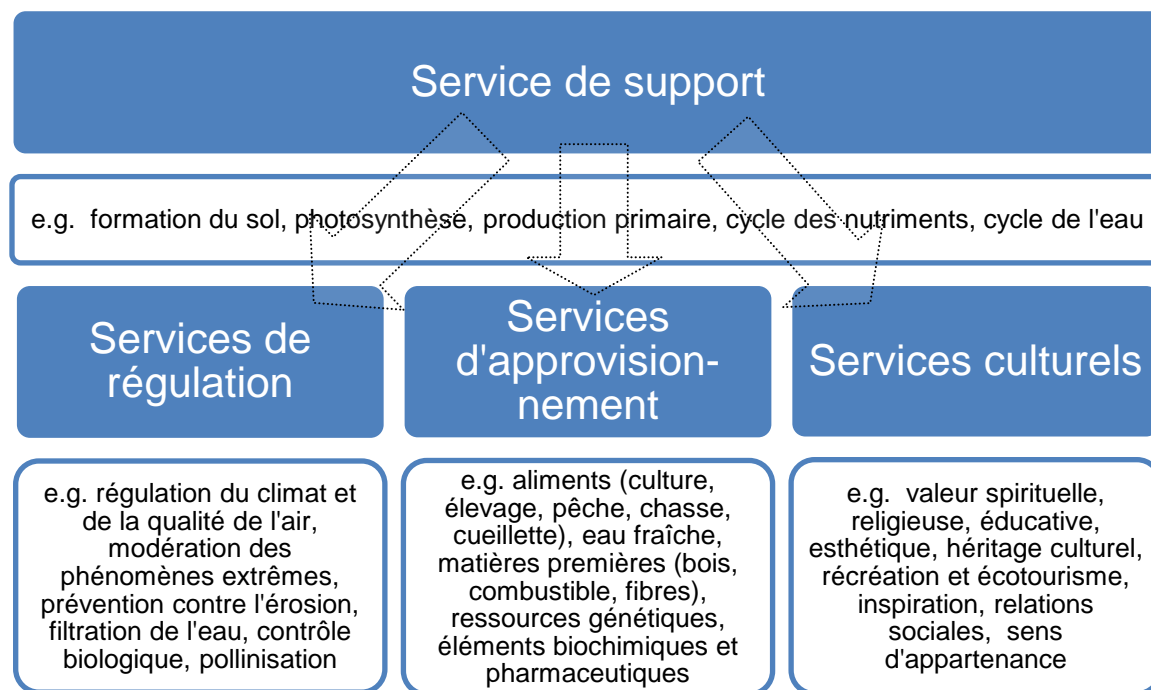
Dans un autre ordre d'idées, il est bien souvent difficile de bien départager les structures et les processus, les fonctions ainsi que les BSE, car les écosystèmes sont des systèmes très complexes qui ne sont pas toujours bien compris, même d'un point de vue écologique (*ibid.*). De plus, des boucles de rétroactions, des seuils critiques, des décalages temporels et des phénomènes non



linéaires, entre autres, peuvent encore davantage complexifier la compréhension des écosystèmes (Limburg *et al.*, 2002). Finalement, la variation du niveau d'un BSE n'est pas toujours proportionnelle à la variation dans la quantité ou l'efficacité d'un processus ou d'une fonction écologique (Farley, 2008; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) et les liens entre ces concepts ne sont pas toujours bien compris (Elmqvist *et al.*, 2010). Plusieurs de ces problématiques sont discutées au chapitre 5.

### 1.1.2 Classification des BSE

Les nombreux BSE fournis par les écosystèmes ont été organisés de différentes manières selon les auteurs, mais la classification la plus utilisée reste celle du MEA (Fisher *et al.*, 2009) qui résulte d'un « travail collectif de confrontation et d'élaboration de consensus sans précédent » (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, p. 216). Le MEA a divisé les BSE en quatre grandes catégories illustrées à la figure 1-2 avec des exemples. Les services de support ne sont pas utilisés directement par l'homme, mais permettent aux écosystèmes de fonctionner de manière à produire les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels (MEA, 2005a). Ils pourraient ainsi être considérés comme des produits intermédiaires (figure 1-1).



**Figure 1-2 Classification des BSE selon le MEA (MEA, 2005)**

Les services de support fournissent la structure de base permettant la vie (UK National Ecosystem Assessment, 2011). Ils sont nécessaires à la production des biens et services des trois autres catégories

(MEA, 2005). Ils diffèrent d'ailleurs de ceux-ci, car leur impact est souvent indirect et se fait sentir à long terme (*ibid.*). Les services de support regroupent notamment les grands cycles de l'eau et des nutriments, la production primaire et la formation du sol (*ibid.*) et sont fortement interdépendants.

Les services de régulation sont aussi interdépendants et sont liés à leur action régulatrice dans l'écosystème (TEEB, 2010). Ils peuvent être considérés comme des BSE ou comme des fonctions écologiques selon le cas. Ils profitent indirectement aux humains en régulant plusieurs paramètres environnementaux comme les niveaux d'eau des rivières, la qualité de l'eau, la qualité de l'air, l'atténuation des phénomènes extrêmes, le stockage du carbone, etc. (Limoges, 2009; MEA, 2005a).

Les services d'approvisionnement sont les biens qui peuvent être obtenus des écosystèmes (*ibid.*) et sont généralement les plus faciles à identifier et à quantifier. Ils peuvent être fournis par des écosystèmes anthropisés comme les plantations et les zones agricoles, mais aussi par les milieux naturels (UK National Ecosystem Assessment, 2011). Ils permettent notamment de se nourrir, de s'abreuver, de se loger et de se vêtir.

Les services culturels sont les bénéfices non matériels que les gens retirent à travers leur contact avec les écosystèmes (MEA, 2005a). Ils regroupent notamment le tourisme et la récréation, l'appréciation esthétique et l'inspiration pour l'art et la culture, l'expérience spirituelle, l'éducation, etc. (*ibid.*). En plus de leur lien avec les écosystèmes, ils sont aussi le fruit d'interactions avec la culture, les sociétés et les technologies (UK National Ecosystem Assessment, 2011).

Quant à elle, la classification proposée par de Groot *et al.* (2002) quelques années auparavant comptaient aussi quatre catégories similaires (fonctions de régulation, fonctions d'habitat, fonctions de production de biens et services et fonctions d'information). Les BSE des deux premières catégories sont essentielles au maintien des structures et processus naturels permettant de fournir les BSE des deux autres catégories (de Groot *et al.*, 2002).

Selon le contexte d'utilisation, la classification la plus pertinente peut changer (Fisher *et al.*, 2009). Dans un contexte d'évaluation économique des BSE, les classifications du MEA et de deGroot *et al.* (2002) ne sont peut-être pas les meilleures représentations bien qu'ils puissent être très utiles pour l'éducation et la sensibilisation (*ibid.*). Dans les différentes classifications, ce ne sont pas tant les BSE eux-mêmes qui changent plutôt que la façon de les organiser. Le but est d'éviter les doubles comptes de la valeur de différents BSE (Fisher *et al.*, 2009; Maurel *et al.*, 2011), par exemple le cycle de l'eau, la filtration de l'eau et la disponibilité d'une eau potable.

Dans un contexte d'évaluation économique des BSE, Fisher *et al.* (2009) proposent de diviser les BSE en services intermédiaires, en services finaux et en bénéfiques (figure 1-1). En procédant ainsi,

les processus et les fonctions écologiques peuvent être considérés comme services intermédiaires ou finaux en fonction de leur degré de relation avec le bien-être humain (Fisher *et al.*, 2009). La réorganisation de cette classification permet de mieux refléter la complexité des écosystèmes et de n'attribuer une valeur économique qu'aux services finaux ou aux bénéfiques qui sont pertinents dans un contexte donné (*ibid.*). C'est d'ailleurs l'approche qu'ont utilisée Maurel *et al.* (2011) en structurant les BSE dans l'attribution d'une valeur économique à des milieux humides d'une région de la France.

### **1.1.3 Les milieux humides et les BSE**

Comme l'étude de cas présentée subséquemment traite des milieux humides, il importe de les présenter brièvement. 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 milieu humide. La dégradation et la perte des milieux humides sont plus rapides que pour beaucoup d'autres écosystèmes. Ces milieux sont en effet sensibles aux activités humaines comme le montrent les principaux facteurs de dégradation énumérés par le MEA (2005b) : développement d'infrastructures, changement de vocation des terres, drainage, eutrophisation et pollution, surexploitation et introduction d'espèces exotiques envahissantes. De plus, les changements climatiques pourraient accélérer la perte de biodiversité et la dégradation de ces milieux. (MEA, 2005b)

Pourtant, les milieux humides naturels 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). Ces BSE varient toutefois en fonction du type de milieu humide (Meindl, 2005), 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 milieu humide (MEA, 2005b; Turner *et al.*, 2008; UK National Ecosystem Assessment, 2011). Quelques-uns des BSE les plus importants accomplis par les milieux humides sont expliqués brièvement dans les prochains paragraphes.

Par le ralentissement de la vitesse d'écoulement de l'eau et par l'absorption des substances qui se trouvent dans l'eau, les plantes des milieux humides filtrent l'eau. Les éléments nutritifs tels que le phosphore et l'azote peuvent ainsi être retirés directement par les plantes ou suite à une transformation par les bactéries. Une vitesse d'écoulement ralentie permet aussi une meilleure sédimentation des matières en suspension dans l'eau. Les bénéfiques qui en découlent sont par exemple une qualité d'eau permettant sa consommation ou encore la baignade.

Par leur capacité à s'inonder, les milieux humides peuvent jouer le rôle de régulateur des crues. Ainsi, après une forte pluie ou la fonte des neiges, les milieux humides accumulent une grande quantité d'eau qui n'est envoyée dans le réseau hydrographique que progressivement évitant les crues et le débordement des rivières, et donc les inondations. Cela permet aussi de maintenir un certain débit durant une plus longue période de l'année, limitant la période d'étiage et favorisant plusieurs usages de l'eau durant cette période.

Les milieux humides, de par l'hétérogénéité des habitats qu'ils fournissent, contribuent à maintenir une bonne biodiversité. En effet, le régime hydrique dans les milieux humides et les écotones (des zones de transitions) autour favorisent la présence d'un grand nombre d'espèces vivantes et d'une bonne diversité génétique en raison du continuum de conditions qui s'y retrouvent (Maltby et Barker, 2009). Or, la biodiversité peut être définie comme la :

« Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (ONU, 1992, p. 3).

La biodiversité peut engendrer de nombreux biens et services de manière directe et indirecte (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009; Elmqvist *et al.*, 2010; Maurel *et al.*, 2011).

## **1.2 Concept de valeur**

Avant d'attribuer une valeur aux BSE, il importe de définir clairement de quelle valeur il est question. Le concept de valeur est plus complexe qu'il n'y paraît et il n'y a pas encore de consensus sur l'approche à utiliser pour accorder une valeur à la nature. Selon le domaine d'étude, la définition et l'utilisation de la valeur change grandement. Néanmoins, deux grandes catégories de valeur semblent ressortir, notamment dans le contexte de la gestion des écosystèmes : la valeur intrinsèque et la valeur instrumentale.

### **1.2.1 Valeur intrinsèque**

La valeur intrinsèque est la valeur qu'une chose a en elle-même, pour ce qu'elle est (Sandler, 2012). Cette valeur est liée aux facultés ou aux attributs d'une chose. Un organisme vivant, qu'il soit animal, végétal ou autre, a donc une valeur à cause du simple fait qu'il existe, qu'il soit utile ou non à l'humain. Dans cette façon de concevoir la valeur, l'homme fait partie de la nature et est ainsi égal aux autres organismes vivants.

Il y a deux modèles éthiques différents tentant d'expliquer la valeur. Le premier, le biocentrisme, attribue une valeur intrinsèque à chacun des êtres vivants, quels qu'ils soient. Le second, l'écocentrisme, attribue aussi une valeur intrinsèque, non pas aux êtres individuels, mais aux

espèces et aux écosystèmes, voire à la biosphère. (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009; Sandler, 2012).

Sandler (2012) différencie les deux bases sur lesquelles peut s'appuyer la valeur intrinsèque. D'abord, la valeur intrinsèque subjective est créée par les hommes qui l'évaluent à travers leurs jugements et leurs attitudes. Comme l'attribution d'une telle valeur est faite pour une raison donnée, la valeur intrinsèque subjective est arbitraire et appelée à changer en fonction de la culture et de l'éducation. Ainsi, certaines espèces emblématiques ou certains écosystèmes particuliers peuvent avoir une valeur intrinsèque subjective plus grande. Au contraire, la valeur intrinsèque objective n'est pas attribuée par l'homme. Ainsi, les caractéristiques et les propriétés d'une chose lui confèrent sa valeur indépendamment du jugement ou des attitudes de l'homme. Bref, la valeur intrinsèque objective des organismes vivants n'est pas créée, mais plutôt découverte par l'homme.

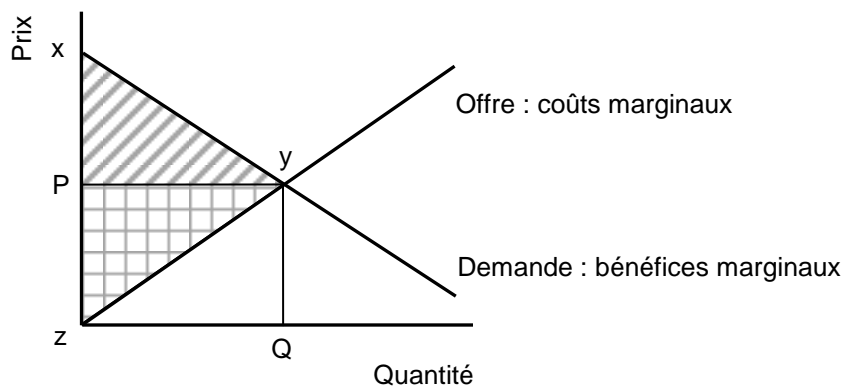
### **1.2.2 Valeur instrumentale**

La valeur instrumentale est anthropocentrique et peut prendre une multitude de formes, notamment valeur économique, valeur culturelle, valeur récréative, valeur spirituelle, valeur scientifique, etc. (Sandler, 2012). Dans le cas présent, la valeur qui nous intéresse est la valeur économique, car elle permet d'utiliser une métrique comparable avec laquelle les gens et les décideurs sont à l'aise, c'est-à-dire la valeur monétaire exprimée en dollars. Comme cette valeur sera abordée dans la suite de l'essai, notamment dans l'étude de cas, elle mérite une attention particulière.

Bien que plusieurs théories économiques aient tenté d'expliquer ce qui confère une valeur économique à un bien ou un service au cours des siècles, la définition utilisée dans cet essai est celle de l'économie néoclassique qui stipule qu'un bien ou un service a de la valeur s'il contribue à assouvir un besoin ou s'il augmente le bien-être des hommes, directement ou indirectement (Pascual *et al.*, 2010). La valeur d'un bien ou d'un service dépend donc de son utilité pour l'être humain (Bourassa, 2012). Ainsi, l'utilité d'un bien ou d'un service peut provenir de l'utilisation du bien lui-même, mais dans une économie capitaliste comme la nôtre, elle peut aussi provenir de son utilité à être échangé pour un autre bien ou service (Bourassa, 2012). La valeur économique d'un bien ou d'un service est donc subjective et relative. Elle peut varier dans le temps en fonction des préférences de la population et des substituts disponibles sur le marché (Sandler, 2012).

La valeur de la majorité des biens et services qui s'échangent sur un marché peut ainsi être facilement déterminée, car les gens expriment directement leur volonté à payer (VAP) pour acquérir un bien ou un service en payant pour celui-ci. À partir du croisement des courbes d'offre (coûts marginaux) et de demande (bénéfices marginaux), il est ainsi possible d'établir un juste prix pour le

consommateur ainsi que le producteur et de maximiser le bien-être pour la société (figure 1-3). Toutefois, plusieurs postulats doivent être respectés pour que cela s'avère exact, notamment, des droits de propriété bien définis, une absence d'externalités, une absence de monopoles et un niveau d'information approprié (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). Les externalités sont « l'impact environnemental, social ou économique, positif ou négatif, d'activités générant des avantages ou des coûts qui ne sont pas reçus ou assumés exclusivement par [l'agent] exerçant ces activités » (Office québécois de la langue française (OQLF), 2011b). Ainsi, en présence d'externalité le prix sur le marché ne reflète pas la valeur réelle du bien, car des avantages ou des impacts négatifs ne sont pas internalisés, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas compris dans le prix. La pollution est un bon exemple d'externalité négative alors que ce n'est pas nécessairement celui qui consomme un bien qui en subit les conséquences.

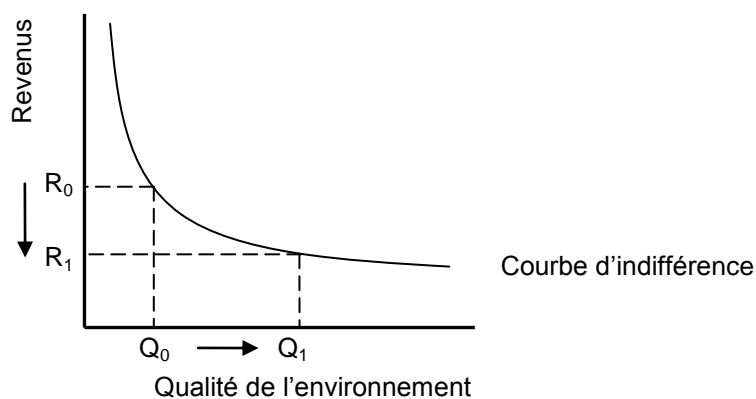


**Figure 1-3** Graphique de courbe d'offre et de demande

Sur la figure 1-3, la courbe de demande diminue, car le bénéfice marginal (ou l'utilité marginale), associé à la consommation d'une unité de plus du bien ou du service, diminue. Par exemple, lorsqu'un individu possède déjà un grand nombre d'unités d'un bien, il est prêt à payer moins cher pour en posséder une unité de plus. Au contraire, lorsqu'un individu ne possède aucun ou très peu d'unités d'un bien, sa volonté à payer pour en acquérir un de plus est grande. Cette fonction de demande est unique à chaque individu et dépend de différentes caractéristiques qui lui sont propres (p. ex. son revenu, son niveau d'éducation, ses valeurs, etc.). Pour connaître l'utilité totale qu'un individu tire de la consommation de ces biens, il faut calculer l'aire sous la courbe et lui soustraire le prix payé pour les acquérir. Ainsi, le surplus du consommateur représente la différence entre ce qu'un consommateur est prêt à payer pour un produit et ce qu'il paye réellement au prix du marché (surface hachurée  $xyP$ ). Pour le producteur, le même raisonnement peut être fait et le surplus du producteur correspond alors à la différence entre le prix qu'obtient le producteur et le prix auquel il était prêt à vendre son bien ou son service (surface quadrillée  $Pyz$ ). La valeur économique totale est équivalente aux surplus du consommateur et du producteur (surface  $xyz$ ).

Pour ce qui est de la majorité des BSE, il est beaucoup moins simple de connaître la VAP des gens, car il n'existe pas de marché et donc pas de courbe d'offre et de demande sauf pour certains biens marchands (p. ex. bois, poisson, fruits, etc.). Néanmoins, plusieurs méthodes d'évaluation économique se sont développées dans les dernières décennies et sont présentées dans le chapitre 2. Pour les méthodes basées sur les préférences révélées, les comportements des individus sur des marchés réels sont utilisés. Le bénéfice ou l'utilité qu'un individu tire par exemple d'une amélioration de la qualité d'un BSE est estimé en comparant les surplus du consommateur pour deux fonctions de demande correspondant aux niveaux de qualité du BSE avant et après le changement.

Toutefois, pour plusieurs des BSE, il n'existe aucun marché pour utiliser cette approche. Il faut donc créer des marchés hypothétiques pour estimer la valeur de ces BSE, c'est l'approche basée sur les préférences déclarées. Sans entrer dans les détails économiques, il faut comprendre que cette approche repose sur l'hypothèse qu'un individu connaît ses préférences et peut choisir différentes combinaisons (qualité des BSE et niveau de revenu) qui maintiendront son utilité équivalente. C'est ce qui est représenté sous la forme des courbes d'indifférence (figure 1-4) où une perte de qualité de l'environnement peut-être compensée par une augmentation de revenu et vice versa. Par exemple, la figure 1-4 illustre une situation où un individu est prêt à diminuer son revenu de  $R_0$  à  $R_1$  si la qualité de l'environnement passe du niveau  $Q_0$  à  $Q_1$ . Sa VAP pour une amélioration de la qualité de l'environnement est donc de  $R_0$  moins  $R_1$ .



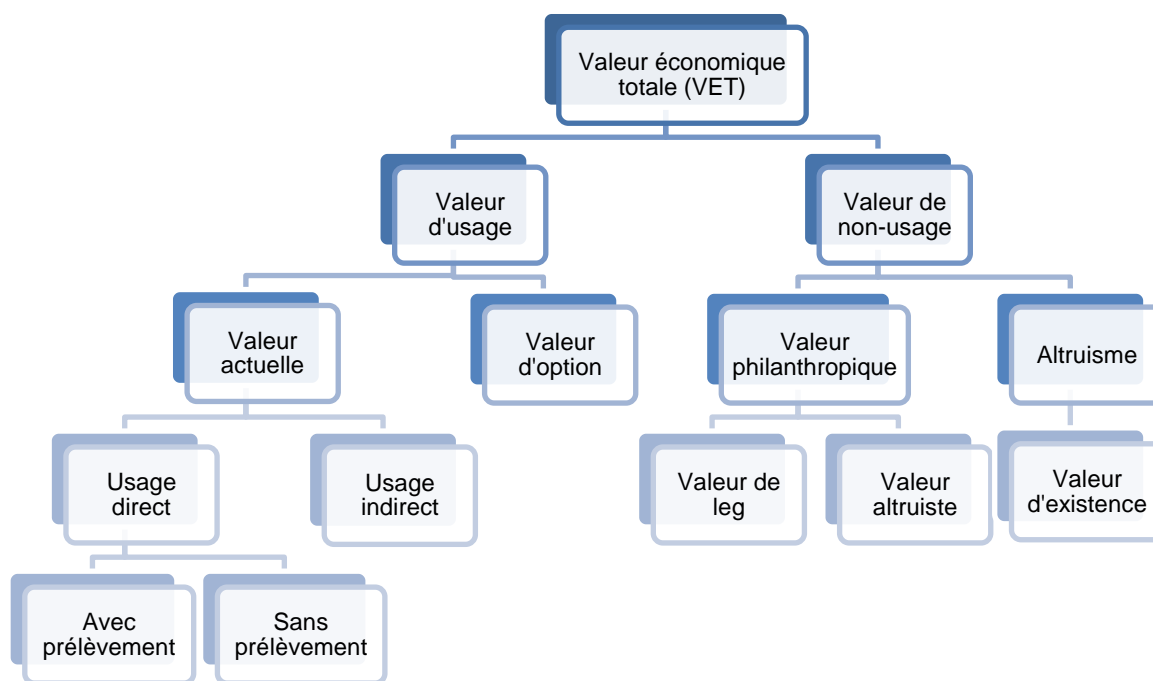
**Figure 1-4 Courbes d'indifférences**

### 1.3 La valeur économique totale (VET) et les types de valeur

Comme l'expliquent déjà les essais de Massicote (2012) et Roux-Groleau (2012), la valeur économique totale est un cadre d'analyse qui permet de tenir compte de l'ensemble des valeurs générées par les BSE d'un écosystème. Historiquement, seul l'usage direct des ressources était

utilisé pour définir la valeur d'un écosystème, négligeant du même coup plusieurs aspects importants contribuant à la valeur des écosystèmes (Eastern Charlotte Waterways Inc., ACAP Saint John Inc. and St. Croix Estuary Project Inc., 1993).

La VET permet de ne pas oublier certains types de valeur et d'éviter les doubles comptes. Ainsi, différents types de valeur, schématisés à la figure 1-5, sont expliqués ici. Bien que la classification exacte des différents types de valeurs ne soit pas acceptée par tous, il y a un consensus que la VET se divise en deux grandes catégories, les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage (Edwards-Jones *et al.*, 2000). Comme des méthodes d'évaluation différentes sont utilisées pour les différents types de valeur (voir chapitre 2), il importe de savoir les distinguer.



**Figure 1-5** Type de valeur de la valeur économique totale (traduction libre et adaptation de : Pascual *et al.*, 2010, p. 195)

### 1.3.1 Valeur d'usage

La valeur d'usage est associée aux bénéfices qui proviennent d'un contact avec l'écosystème d'une façon ou d'une autre (Edwards-Jones *et al.*, 2000). L'utilisation du BSE peut être directe, indirecte ou encore projetée dans le futur, tel que décrit dans le tableau 1-1. Un même service peut avoir différents types de valeur. Par exemple, la biodiversité peut avoir une valeur indirecte pour sa contribution à l'heure actuelle et une valeur d'option pour son éventuelle contribution dans le futur. Elle peut aussi avoir des valeurs de non-usage.



### 1.3.2 Valeur de non-usage

La valeur de non-usage correspond aux bénéfices qui n'impliquent pas un contact direct entre le consommateur et le BSE (Edwards-Jones *et al.*, 2000). Les gens n'ont pas besoin d'utiliser le bien directement ou indirectement pour en tirer un bénéfice. Ces types de valeur sont beaucoup moins tangibles que les valeurs d'usage et donc plus difficiles à estimer avec précision. Ces valeurs sont entre autres associées à l'équité intergénérationnelle (valeur de legs) et intragénérationnelle (valeur altruiste). Elles sont aussi présentées dans le tableau 1-1.

**Tableau 1-1 Explication de chaque type de valeur** (traduction libre et adaptation de : Pascual *et al.*, 2010, p. 195)

Type de valeur	Sous-catégorie	Explication et exemples
Valeur d'usage	Usage direct	Utilisation directe des ressources naturelles fournies par un écosystème, - Avec prélèvement, p. ex. bois, chasse et pêche, tourbe - Sans prélèvement, p. ex. récréation, recherche, éducation
	Usage indirect	Provient des services de régulation fournis par les espèces et les écosystèmes, par exemple : pollinisation, filtration de l'eau, régulation des niveaux d'eau, etc.
	Valeur d'option	Lié à la disponibilité des BSE pour un usage potentiel futur
Valeur de non-usage	Valeur de legs	Valeur associée au fait que d'autres individus pourront bénéficier des BSE dans le futur
	Valeur altruiste	Valeur associée au fait que d'autres individus de la présente génération peuvent bénéficier des BSE
	Valeur d'existence	Valeur associée au simple fait de savoir qu'une espèce ou qu'un écosystème continue d'exister

### 1.3.3 Application de la valeur économique totale

La VET d'un actif environnemental peut ainsi être calculée en agrégeant les différents types de valeurs évaluées. Il importe néanmoins d'être prudent afin de ne pas additionner des valeurs qui seraient contradictoires pour un écosystème. Ainsi, si un écosystème vise à maximiser un service unique, par exemple la production de nourriture ou encore de bois, cela se fait souvent au détriment de plusieurs autres services dont la valeur diminue alors (Mitchell *et al.*, 2012). Par exemple, dans un écosystème de milieux humides, il peut y avoir des compromis à faire entre la production de canneberges qui nécessite de modifier le régime hydrique d'une tourbière, la filtration de l'eau, la valeur scientifique et l'habitat pour la biodiversité. De même, il importe de ne pas compter certaines valeurs en double, ce qui constitue un défi considérant que les différentes composantes de la VET sont parfois difficilement décomposables et mesurables séparément. (Edwards-Jones *et al.*, 2000)

Le calcul de la VET devrait être appliqué pour de petits changements dans la qualité d'un écosystème. Seules les catégories de valeurs qui sont affectées par ces changements devraient être comptabilisées. La valeur ainsi obtenue ne représente pas le prix d'un milieu, mais bien la perte (ou le gain) de bien-être associée à des changements marginaux de la qualité de cet écosystème. Il est important de mentionner que cette valeur dépend largement du contexte dans lequel elle a été mesurée. En effet, les estimations de la valeur économique peuvent être affectées entre autres par les préférences des gens, la distribution de la richesse et des revenus, l'état des écosystèmes, les technologies de production et les attentes envers le futur. (Pascual *et al.*, 2010)

#### **1.4 Pourquoi analyser la valeur économique des BSE**

Sachant que la valeur économique est anthropocentrique et calculée en fonction de l'utilité pour les humains seulement, pourquoi alors ne pas calculer une valeur intrinsèque aux BSE? D'ailleurs, l'évaluation économique est décriée par plusieurs qui considèrent que les écosystèmes ne sont pas des actifs économiques et qu'il est immoral de les mesurer en termes monétaires (Liu *et al.*, 2010). Certains mentionnent aussi que tous les organismes vivants devraient avoir les mêmes droits que les hommes, ne devraient pas être vus comme subordonnés et donc que la valeur intrinsèque devrait être utilisée (Worster, 1980). Il y a aussi des craintes que seuls les organismes ou écosystèmes importants pour l'homme soient protégés alors que les autres, qui possèdent pourtant une forte valeur intrinsèque, pourraient être décimés rapidement (Sandler, 2012). Finalement, contrairement à la valeur instrumentale, la valeur intrinsèque n'est pas remplaçable ou substituable par une autre espèce, un autre écosystème ou une autre technologie selon le cas et ne dépend donc pas des alternatives qui pourraient devenir disponibles (*ibid.*).

##### **1.4.1 Avantages d'utiliser la valeur économique**

Ces nombreuses craintes ont un fondement logique puisque c'est la valeur économique qui prédomine dans la société capitaliste depuis plusieurs décennies et, malgré cela, le taux de disparition des espèces et de dégradation des écosystèmes n'ont cessé de croître (MEA, 2005a). Néanmoins, comme le stipulent Pascual *et al.* (2010), la valeur économique des BSE devrait être vue comme un complément et non pas se substituer au raisonnement scientifique ou éthique guidant la prise de décision relative à la conservation. En effet, malgré des arguments percutants provenant des scientifiques et intimant les décideurs à intervenir parce que certaines espèces ou certains écosystèmes ont une grande valeur intrinsèque, la disparition de ceux-ci continue (David *et al.*, 2007). Le message n'est donc peut-être pas aussi bien compris qu'il le devrait.

Un des problèmes avec la valeur intrinsèque émane du fait qu'elle ne peut pas être facilement comparée avec des valeurs économiques, par exemple liées à des projets. La plupart des

méthodes économiques qui seront discutées au prochain chapitre ont comme objectif d'attribuer une valeur monétaire à des biens et services qui ne se retrouvent pas sur des marchés et qui seraient autrement incommensurables. 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 (Haluza-Delay *et al.*, 2009). La fixation des prix est d'ailleurs un phénomène social qui provient des échanges entre les individus et qui reflète la rareté et la notion de compromis que les individus doivent faire avec les ressources qui leur sont disponibles (Haluza-Delay *et al.*, 2009).

De plus, même si un écosystème est qualifié d'incalculable, cela s'avère nettement insuffisant pour en assurer sa protection et ne permet pas à la population et aux décideurs d'en reconnaître la valeur (Liu *et al.*, 2010). De même, l'attribution d'une valeur infinie à un BSE a le même effet que de ne lui accorder aucune valeur (Bourassa, 2012). En effet, les ressources étant limitées, elles ne peuvent pas être toutes mobilisées pour protéger un écosystème particulier (*ibid.*). Des choix et des compromis doivent ainsi être faits afin de faire le meilleur usage possible des ressources disponibles comme en discute la section suivante.

#### **1.4.2 Outil d'aide à la prise de décision**

Dans son rapport sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité, le TEEB, conclue que :

« Le fait que de nombreux services rendus par la nature soient invisibles du point de vue économique a pour conséquence que le capital naturel est largement négligé, ce qui conduit à des décisions qui nuisent aux services écosystémiques et à la biodiversité. La destruction de la nature a maintenant atteint un niveau tel que des coûts sociaux et économiques importants se font sentir, et cet état de choses s'accélérera si nous continuons à agir comme si de rien n'était. » (TEEB, 2010, p. 32)

Ils recommandent donc aux décideurs de prendre les mesures nécessaires pour s'assurer que la valeur des BSE soit évaluée, diffusée et prise en compte dans les décisions, et ce, à tous les niveaux (TEEB, 2010). Pour que les décideurs en viennent à agir ainsi d'eux-mêmes, ils doivent d'abord être pleinement conscients de l'importance des écosystèmes pour le bien-être de la société.

En attribuant une valeur monétaire aux BSE, on s'adresse 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. La prise de décision, qui utilise des outils comme l'analyse coût-bénéfice ou l'analyse coût-avantage, devrait être plus facile quand ce qui est gagné et ce qui est perdu est connu et comparable. 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; Bourassa, 2012).

La TEEB « enjoint d'évaluer et d'intégrer de telles valeurs chaque fois que la situation s'y prête. Tout manquement à ce faire est inacceptable » (TEEB, 2010, p. 16). Selon eux, l'absence de valeur économique associée aux BSE est en train de s'ancre dans le comportement et la conscience des gens comme une valeur nulle. Des études de cas montrent que même si les méthodes d'évaluation économique employées ne permettent pas d'obtenir une valeur précise, une valeur estimée et jugée plausible est tout de même beaucoup plus bénéfique qu'une valeur de zéro ou encore une valeur infinie associée aux écosystèmes. En effet, en ignorant ou en sous-évaluant la valeur associée aux écosystèmes dans les évaluations qui servent à la prise de décision, les gouvernements sont plus susceptibles de promouvoir et de financer des programmes et des industries qui ne sont pas bénéfiques pour la société. Or, des externalités négatives telles que la pollution de l'eau, de l'air et des sols ainsi que la perte de biodiversité ont aussi un impact négatif sur la société et l'économie. Au contraire, investir dans les écosystèmes permettrait de créer et de sécuriser des emplois à long terme tout en fournissant des opportunités économiques jusque-là inexploitées. (TEEB, 2010)

Dans un contexte où les changements climatiques provoqueront bientôt des transformations majeures 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). Par exemple, il est attendu que les changements climatiques accélèrent la dégradation et la perte de milieux humides (MEA, 2005b) qui fournissent des services d'autant plus importants dans ces situations (p. ex. protection contre les événements climatiques extrêmes).

Bref, l'évaluation de la valeur économique des BSE est un incontournable lorsqu'elle apporte de l'information pertinente à une prise de décision éclairée. L'évaluation économique reste un moyen et non une fin en soi et n'exclut pas la valeur intrinsèque des écosystèmes. Il importe aussi de rappeler que l'évaluation économique réussit beaucoup mieux à évaluer des changements dans les écosystèmes associés à différents modes de gestion plutôt qu'à évaluer la valeur totale d'un écosystème (TEEB, 2010). Davantage d'implications de l'évaluation économique des BSE sont discutées dans le chapitre 5.

## **2 DESCRIPTION DES MÉTHODES D'ANALYSE ÉCONOMIQUE**

Dans un contexte où les BSE ne sont que très peu considérés dans les marchés réels, leur valeur est difficile à attribuer. Néanmoins, plusieurs méthodes ont été proposées et se sont perfectionnées au cours des dernières décennies. Ce chapitre ne se veut pas une revue de littérature complète ou un guide d'utilisation des différentes méthodes, mais plutôt un survol permettant ensuite de mieux saisir comment les valeurs économiques sont attribuées. Ainsi, ce chapitre exposera brièvement les différents types de méthodes en les illustrant par des exemples pour chacun, puis comparera les avantages et inconvénients de ces méthodes dans un tableau récapitulatif avant de terminer sur la justification du choix de la méthode utilisée dans cet essai, qui fera l'objet du chapitre suivant.

### **2.1 Description rapide des différents types de méthodes**

Il existe deux grandes approches d'évaluation primaire des BSE, les préférences révélées et les préférences déclarées. La première se base sur les comportements observés et comprend les méthodes basées sur le marché réel et les méthodes basées sur les coûts. La seconde s'appuie sur les déclarations de gens questionnés directement. À ces deux approches, il faut ajouter une troisième approche, dite secondaire, qui utilise les résultats obtenus dans le cadre d'évaluation primaire avec les autres méthodes pour les transférer au site d'intérêt. (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009)

#### **2.1.1 Méthodes basées sur le marché réel**

Ces méthodes sont souvent utilisées pour évaluer la valeur économique des services d'approvisionnement, car ce sont majoritairement des biens qui ont une valeur marchande et qui sont échangés sur des marchés, la méthode du prix de marché s'appliquant alors. Certaines autres méthodes (prix hédonistes, changement de productivité, coûts de transport) considèrent que le BSE à évaluer constitue une des caractéristiques qui fait varier le prix ou la demande d'un autre produit. En isolant cette composante par des méthodes économétriques, il devient possible de lui attribuer une valeur. Ainsi, ces méthodes se basent sur des préférences révélées à travers le comportement des agents sur des marchés existants (Revéret *et al.*, 2008).

#### **2.1.2 Méthodes basées sur les coûts**

Ces méthodes se basent aussi sur des préférences révélées. Cette fois, ce sont les coûts encourus pour maintenir, remplacer ou restaurer un certain niveau de service qui sont évalués. La valeur d'un BSE correspond alors au moins à la valeur des coûts engagés pour le remplacer (Revéret *et al.*, 2008). Au lieu de considérer les coûts de remplacement ou de substitution d'un BSE, une autre méthode évalue plutôt les coûts évités à cause de la présence des BSE, par exemple des dommages évités par une catastrophe naturelle.

### **2.1.3 Méthodes basées sur les marchés fictifs**

Ces méthodes, dites de préférences déclarées, se nomment ainsi, car elles demandent directement aux agents, par le biais de questionnaires, leur volonté à payer pour conserver ou améliorer certains BSE. Le tout se fait par la création de marchés fictifs pour des BSE non marchands où différents niveaux d'offre de BSE sont décrits dans des scénarios hypothétiques et où la VAP pour chacun est demandée directement. Ce faisant, il est possible de non seulement évaluer les valeurs d'usage, mais aussi les valeurs de non-usage, et ce, pour la majorité des BSE, d'où la popularité de ces méthodes. Les deux méthodes les plus employées dans cette approche sont l'évaluation contingente et la méthode des choix expérimentaux.

### **2.1.4 Méthodes basées sur les résultats antérieurs**

Le transfert de bénéfices réfère à l'utilisation d'informations et de connaissances existantes pour l'appliquer à de nouveaux contextes. Plus précisément, le transfert de bénéfices est l'utilisation et l'adaptation d'information économique d'un site analysé à un site cible ayant des ressources et des conditions similaires. Cette méthode est fréquemment utilisée dans le cadre de l'évaluation des impacts de politiques (analyses coût-bénéfice par exemple) lorsque la réalisation d'études primaires n'est pas possible en raison de contraintes budgétaires, de contraintes de temps ou lorsque les impacts appréhendés sont minimes ou non significatifs. Bien que la réalisation d'une étude primaire, comme celles mentionnées précédemment, soit de loin préférable, le transfert de bénéfices reste la meilleure stratégie lorsque la réalisation d'une telle étude n'est pas possible ou pas plausible. Comme il a été mentionné précédemment, il vaut mieux avoir une valeur moins juste qu'une valeur de zéro associée aux biens et services environnementaux. (Rosenberger et Loomis, 2001)

## **2.2 Comparaison des méthodes**

Comme il a été possible de le remarquer, plusieurs méthodes d'évaluation économique de biens et services non marchands ont été développées. Alors, comment choisir la bonne méthode afin d'évaluer les BSE qui nous intéressent? D'abord, il faut savoir que pour obtenir la VET d'un seul BSE, il peut être nécessaire d'utiliser plusieurs méthodes parallèlement pour évaluer les différents types de valeur (p. ex. valeur d'usage et de non-usage, voir la section 1.3). De même, si un projet implique un changement dans la fourniture de plusieurs BSE simultanément, l'utilisation de plusieurs méthodes peut être nécessaire. En effet, ce ne sont pas tous les BSE qu'il est possible d'évaluer avec l'ensemble des méthodes comme le montre le tableau 2-1 qui présente les méthodes les plus appropriées pour l'évaluation des différents BSE. Le tableau 2-1 présente aussi la capacité d'un service à être mesuré par les méthodes d'évaluation économique. En effet, la valeur de certains BSE (p. ex. les services d'approvisionnement) est beaucoup plus facilement

mesurable monétairement que certains services culturels en raison de la relation plus facile à établir entre fonction écologique et bénéfice pour l'homme. De même, les valeurs estimées sont plus faciles à transférer d'un site à une autre par la méthode du transfert de bénéfices pour certains BSE moins spécifiques au contexte particulier du site étudié. Ce paramètre est important pour évaluer la pertinence d'utiliser la méthode du transfert de bénéfices.

**Tableau 2-1 Méthodes économiques les plus appropriés pour l'évaluation de la valeur économique des différents BSE** (traduction libre de : Farber *et al.*, 2006)

BSE	Capacité à être mesuré par l'évaluation économique	Méthode la plus appropriée pour l'évaluation*	Transférabilité entre les sites
Régulation des gaz	Moyenne	ÉC, CÉ, CR	Élevée
Régulation du climat	Faible	ÉC	Élevée
Régulation des perturbations	Élevée	CÉ	Moyenne
Régulation biologique	Moyenne	CÉ, CP	Élevée
Régulation de l'eau	Élevée	M, CÉ, CR, PH, CP, ÉC	Moyenne
Rétention du sol	Moyenne	CÉ, CR, PH	Moyenne
Régulation des déchets	Élevée	CR, CÉ, ÉC	Moyenne à élevée
Régulation des nutriments	Moyenne	CÉ, ÉC	Moyenne
Approvisionnement en eau	Élevée	CÉ, CR, M, CT	Moyenne
Nourriture	Élevée	M, CP	Élevée
Matières premières	Élevée	M, CP	Élevée
Ressources génétiques	Faible	M, CÉ	Faible
Ressources médicinales	Élevée	CÉ, CR, CP	Élevée
Ressources ornementales	Élevée	CÉ, CR, PH	Moyenne
Récréation	Élevée	CT, ÉC, rang	Faible
Esthétique	Élevée	PH, ÉC, CT, rang	Faible
Science et éducation	Faible	Rang	Élevée
Spiritualité et histoire	Faible	ÉC, rang	Faible

\* ÉC : évaluation contingente; CÉ : coûts des dommages évités; CR : coûts de remplacement; CT : coûts de transport; CP : changement de productivité; M : prix de marché; PH : prix hédonistes

Il est facile de constater que ce ne sont pas toutes les méthodes qui permettent d'évaluer la valeur de chacun des BSE. D'ailleurs, ces méthodes comportent toutes des avantages et des inconvénients qui sont présentés dans le tableau 2-2. Il importe toutefois de préciser qu'un faible nombre d'inconvénients présentés ne signifie pas nécessairement que c'est la bonne méthode à employer. En effet, le nombre d'avantages et d'inconvénients associés à chaque méthode dépend beaucoup de la fréquence d'utilisation et donc de l'effort de la recherche réalisée pour chaque méthode. D'ailleurs, Pascual *et al.* (2010) ont fait une compilation du nombre d'études qui ont utilisés les différentes méthodes pour évaluer les BSE associés aux milieux humides, et ce, pour les quatre grandes catégories de BSE selon le MEA (figure 2-1). Bien que cette compilation ne représente pas l'ensemble de ce qui a été publié sur le sujet, elle est présentée à titre indicatif.

**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE**

Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
<b>Méthodes basées sur le marché réel</b>		
<p><b>Prix de marché</b></p> <p>Cette méthode utilise les prix des biens et services qui sont échangés sur les marchés commerciaux.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe et indirecte</p> <p>P. ex. : nourriture, bois, roseaux (Mmopelwa <i>et al.</i>, 2009)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Données faciles à obtenir (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Robuste (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• S'applique surtout aux biens, mais aussi à quelques services culturels et de régulation (Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limité aux cas où il y a des données de marché (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Déformation des prix qui ne reflètent alors pas la valeur économique totale en raison des imperfections du marché (externalités, informations déficientes, monopole, etc.) (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Résultats sensibles à la forme de la fonction de demande (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Les variations saisonnières sur le prix doivent être considérées (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Fournit une estimation de la valeur minimale d'un BSE (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> </ul>
<p><b>Changement de productivité</b></p> <p>Cette méthode estime la valeur de la variation de qualité d'un BSE non marchand par son influence sur la production de biens et services commercialisés.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage indirecte</p> <p>P. ex. : l'habitat et la disponibilité de nourriture améliorent les pêcheries commerciales (Costanza <i>et al.</i>, 1989)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facile à utiliser (Bourassa, 2012)</li> <li>• Données souvent disponibles (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Souvent utilisé pour évaluer l'impact de la destruction ou la dégradation de certains écosystèmes sur des activités comme la pêche, la chasse et l'élevage (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limité aux BSE servant d'intrants à la production de biens et services commercialisés (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Les défaillances du marché doivent être considérées (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Devient vite complexe s'il y a plus d'un usage d'un écosystème (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008), notamment car les interactions entre les BSE augmentent la probabilité d'un double compte (Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> <li>• Demande une modélisation de la relation entre le BSE et le produit marchand alors que la compréhension des liens de cause à effet entre ceux-ci est souvent manquante (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008; Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> </ul>



**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE (suite)**

Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
<p><b>Prix hédonistes</b></p> <p>Cette méthode se base sur le fait que des caractéristiques environnementales peuvent influencer le prix des propriétés. Cette portion de la valeur attribuable aux BSE est ensuite isolée par des méthodes économétriques.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe et indirecte</p> <p>P. ex. : beauté du paysage (Mahan, 2000)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Représentativité relativement bonne des préférences réelles puisque basé sur le comportement des consommateurs (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Turner <i>et al.</i>, 2008; Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> <li>• Méthode relativement flexible (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Pas controversé (Revéret <i>et al.</i>, 2008), car la méthode est fortement appuyée par les principes économiques (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ne s'applique que pour des BSE observables (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Turner <i>et al.</i>, 2008) qui se reflètent dans la valeur des propriétés (Barbier <i>et al.</i>, 1997), donc ne permet pas d'estimer des valeurs pour des changements futurs (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• La méthode est limitée si les marchés sont défailants (manque de concurrence, information imparfaite, etc.) (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Les choix des agents sont contraints par leur revenu (Barbier <i>et al.</i>, 1997), ainsi chaque acheteur n'a pas la possibilité d'acheter toutes les combinaisons possibles du bien (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Les données sur les attributs des écosystèmes peuvent être difficiles à trouver. (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Nécessite de volumineuses banques de données et des méthodes économétriques complexes, et donc une expertise en statistiques, ce qui se reflète dans l'analyse longue et coûteuse (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Turner <i>et al.</i>, 2008; Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> <li>• Ne permet qu'une mesure de la variation marginale d'une caractéristique du bien (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Suppose que chaque individu a la même perception sur les différentes caractéristiques du bien (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> </ul>
<p><b>Coûts de transport</b></p> <p>Cette méthode assume que la valeur de certains BSE peut être</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facile à interpréter (Revéret <i>et al.</i>, 2008), car la méthode suit les techniques empiriques conventionnelles des économistes (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• N'évalue que la valeur d'usage direct (souvent la récréation) (Revéret <i>et al.</i>, 2008) pour les BSE perceptibles à court terme (Turner <i>et al.</i>, 2008) s'ils ne sont pas essentiels pour le</li> </ul>

**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE (suite)**

Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
<p>évaluée en calculant le montant que les gens dépensent pour se rendre à l'endroit où ils peuvent en profiter.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe (et indirecte)</p> <p>P. ex. : récréation (chasse, pêche et observation de la faune) (Creel and Loomis, 1992)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Basé sur des préférences réelles (Revéret <i>et al.</i>, 2008) et des comportements réels des consommateurs (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Bonne compatibilité d'incitation entre enquêteurs et répondants (bonne motivation des visiteurs à répondre) (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>•</li> </ul>	<p>consommateur (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ne fournit une valeur que pour les usagers d'un site et pas pour les non-usagers (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Demande beaucoup de données et nécessite des hypothèses restrictives sur le comportement des consommateurs comme les voyages pour plusieurs usages (Barbier <i>et al.</i>, 1997) ou le traitement du coût d'opportunité du temps passé dans le voyage (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Résultats sensibles à la méthode statistique utilisée (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Analyse longue et coûteuse (Turner <i>et al.</i>, 2008; Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> <li>• Biais liés à l'échantillonnage et au mode d'enquête (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Ne fournit que des informations sur la qualité actuelle de l'environnement (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> </ul>
<b>Méthodes basées sur les coûts</b>		
<p><b>Coûts de remplacement, de substitution et de restauration</b></p> <p>Cette méthode utilise les coûts d'une substitution artificielle ou d'une restauration de BSE.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe et indirecte</p> <p>P. ex. : traitement des eaux usées et filtration de l'eau (Ko <i>et al.</i>, 2004)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facile d'obtenir ces coûts (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Robuste (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Nécessite moins de données et de ressources que la plupart des autres méthodes (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Utile pour estimer les bénéfices de l'usage indirect lorsque les données ne sont pas disponibles pour les autres méthodes (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Seuls quelques BSE produits peuvent être remplacés (Revéret <i>et al.</i>, 2008) ou restaurés</li> <li>• Nécessite plusieurs hypothèses, notamment que le remplacement complet est faisable (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Ne tient pas compte des préférences sociales et du comportement des individus (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Difficile de s'assurer que les bénéfices nets du remplacement n'excèdent pas ceux liés au BSE original (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> </ul>

**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE (suite)**

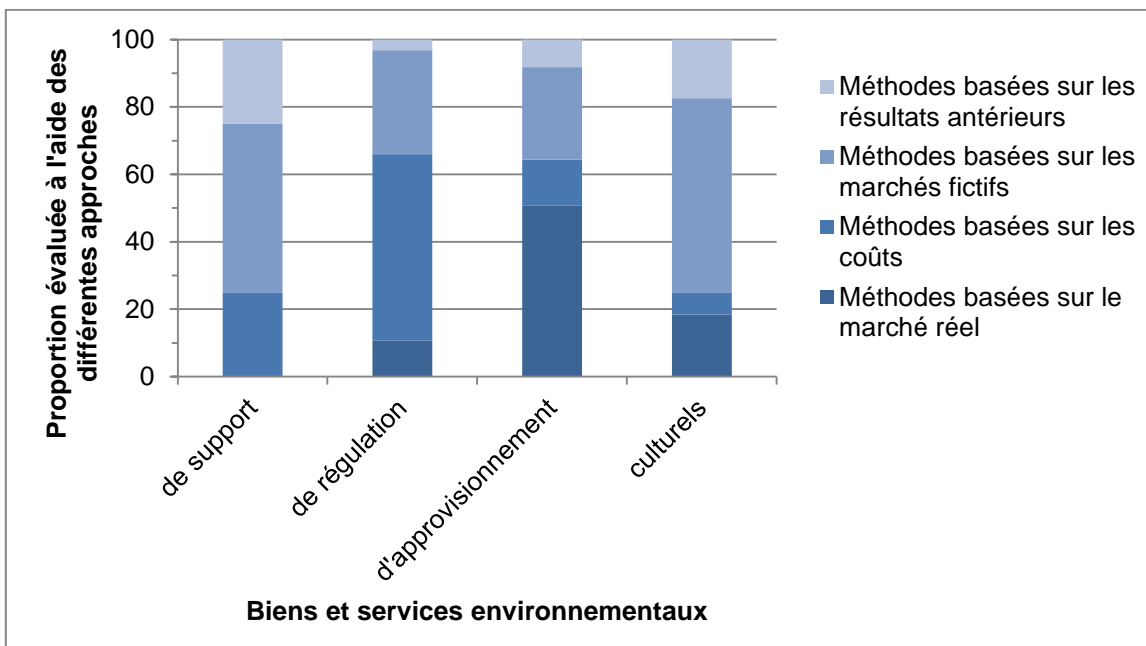
Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
<p><b>Dépenses préventives</b></p> <p>Cette méthode utilise les dépenses que les agents effectuent afin de prévenir une dégradation de la qualité des BSE qu'ils tirent de l'environnement.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe et indirecte</p> <p>P. ex. : purification de l'eau (Um <i>et al.</i>, 2002)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lié à des dépenses réalisées donc au comportement des agents (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Nécessite moins de données et de ressources que la plupart des autres méthodes (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ne s'applique qu'à certains BSE qui peuvent être remplacés par une technologie</li> <li>• Des consommateurs peuvent avoir plusieurs comportements de prévention ou un comportement (p.ex. l'achat d'un climatiseur avec filtre anti-pollution) peut viser plusieurs bénéfices (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Ce n'est pas une décision continue mais plutôt une décision discrète, l'achat ou non d'un équipement, cela doit être considéré dans les analyses (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> </ul>
<p><b>Coûts des dommages évités</b></p> <p>Cette méthode estime la valeur des BSE à partir du coût des dommages qu'ils permettent d'éviter en étant présents.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage directe et indirecte</p> <p>P. ex. : évitement des inondations par une régulation des débits d'eau</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facile d'utilisation (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Nécessite moins de données et de ressources que la plupart des autres méthodes (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> <li>• Les coûts liés à la production de bénéfices sont plus faciles à évaluer que les bénéfices eux-mêmes (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ne s'applique qu'à certains BSE</li> <li>• Les données disponibles peuvent ne pas permettre de faire les analyses voulues (Barbier <i>et al.</i>, 1997).</li> </ul>
<b>Méthodes basées sur les marchés fictifs</b>		
<p><b>Évaluation contingente</b></p> <p>Cette méthode construit un marché fictif pour demander directement la VAP des agents pour certains BSE.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet d'évaluer la valeur d'option et les valeurs de non-usage et donc la VET (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Méthode très flexible (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Turner <i>et al.</i>, 2008), ne dépend pas des données disponibles, peut évaluer différents BSE à différents</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Manque de standardisation (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Relativement coûteux pour faire une bonne étude (Turner <i>et al.</i>, 2008) notamment parce que les entrevues en personnes sont préférables (Kenneth <i>et al.</i>, 1993)</li> <li>• Biais hypothétique : les répondants ne sont pas</li> </ul>

**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE (suite)**

Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
<p>Type de valeur : Valeur d'usage et de non-usage</p> <p>P. ex. : Qualité de l'eau, contrôle de l'érosion et des débits d'eau, habitat pour la faune et stockage du carbone (Lantz <i>et al.</i>, 2010)</p>	<p>niveaux de qualité (Turner <i>et al.</i>, 2008)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet de recueillir beaucoup d'informations sur les caractéristiques de la population, leur utilisation et leur perception des BSE afin d'établir des valeurs et des fonctions de VAP (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Basé sur les préférences des agents, bonne mesure théorique de la VAP (Barbier <i>et al.</i>, 1997)</li> </ul>	<p>familiers avec le bien à évaluer et ont de la difficulté à lui attribuer la valeur qu'ils lui accordent (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Biais instrumental : liées au questionnaire, notamment au mode de paiement évoqué (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Biais d'inclusion : dans l'évaluation de valeurs de non-usage, les répondants ne sont pas sensibles à des niveaux différents de changement de l'environnement, p. ex. protéger 10 ou 1000 hectares (ha) (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Biais stratégique : anticipant l'usage qui sera fait de sa réponse, le répondant sous-estime ou surestime sa véritable VAP (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• <i>warm glow</i> : un répondant peut adhérer à un projet pour sa satisfaction morale, pas pour les caractéristiques du projet (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> </ul>
<p><b>Choix expérimentaux</b></p> <p>Similaire à l'évaluation contingente, cette méthode demande aux agents de choisir entre différents scénarios hypothétiques proposant différents niveau de qualité des BSE.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage et de non-usage</p> <p>P. ex. : qualité de la biodiversité et opportunités de récréation (Westerberg <i>et al.</i>, 2010)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet d'évaluer la valeur d'option et les valeurs de non-usage et donc la valeur économique totale (Barbier <i>et al.</i>, 1997; Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Méthode très flexible (Revéret <i>et al.</i>, 2008), ne dépend pas des données disponibles</li> <li>• Permet d'évaluer plus de deux scénarios, ce qui permet d'évaluer différents niveaux de qualité de plusieurs BSE (Turner <i>et al.</i>, 2008) facilitant l'utilisation des résultats pour le transfert de bénéfices (Revéret <i>et al.</i>, 2008; Pascual <i>et al.</i>, 2010)</li> <li>• Minimise plusieurs biais associés à l'évaluation contingente (Turner <i>et al.</i>,</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Plus compliqué à concevoir et réaliser que l'évaluation contingente (Pascual <i>et al.</i>, 2010), la conception de l'étude pouvant influencer les valeurs obtenues (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> <li>• Analyses statistiques complexes qui peuvent mener à des biais associés à la transposition des réponses en valeurs économiques (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Les choix peuvent être difficiles à faire par les répondants entre plusieurs scénarios complexes, ce qui augmente le degré d'erreur aléatoire (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> <li>• Suppose que la valeur totale d'un BSE est égale à la somme de celles de tous ces attributs, alors qu'il est impossible de tous les inclure dans la conception de scénarios (Dupras <i>et al.</i>, 2013)</li> </ul>

**Tableau 2-2 Comparaison des avantages et des inconvénients des différentes méthodes d'évaluation de la valeur économique de BSE (suite)**

Méthode, définition, type de valeur évalué et exemple	Avantages	Inconvénients
	<p>2008) notamment car il est plus facile de classer des composantes par ordre d'importance que de leur attribuer une valeur (Revéret <i>et al.</i>, 2008)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Plus efficace dans la mesure de la valeur marginale de changement de l'environnement que l'évaluation contingente (Turner <i>et al.</i>, 2008)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•</li> </ul>
<b>Méthodes basées sur les résultats antérieurs</b>		
<p><b>Transfert de bénéfices</b></p> <p>Cette méthode utilise les résultats obtenus sur d'autres sites avec les autres méthodes pour les transférer sur le site d'intérêt.</p> <p>Type de valeur : Valeur d'usage et de non-usage (selon les études primaires employées)</p> <p>P. ex. : la majorité des BSE sont évalués dans une méta-analyse (Brander <i>et al.</i>, 2006)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessite peu de ressources (humaines, financières, etc.)</li> <li>• Rapide</li> <li>• Moins de données sont nécessaires</li> <li>• Permet de faire une première évaluation sommaire et rapide</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pas de consensus sur un protocole à utiliser pour effectuer un transfert de bénéfices convenable (Johnston and Rosenberger, 2010)</li> <li>• Nécessite des études primaires fiables où le contexte (BSE évalué, écosystèmes, substituts, pays, population, année d'évaluation, etc.) est très similaire au site cible.</li> <li>• L'étendue de la population à considérer pour chaque BSE ou type de valeur peut être très difficile à déterminer.</li> <li>• Erreur de transfert généralement grande (Genty, 2005), les résultats ne peuvent pas être utilisés dans n'importe quel contexte.</li> <li>• Biais de sélection possible (Brouwer, 2000)</li> </ul>



**Figure 2-1 Méthodes d'évaluations utilisées pour différentes catégories de BSE liés aux milieux humides** (inspiré de : Pascual *et al.*, 2010, p. 209)

Il est intéressant de constater que les méthodes basées sur les marchés fictifs sont les plus utilisées. Elles dominent pour les services de support et les services culturels, alors que les méthodes basées sur les coûts sont les plus utilisées pour les services de régulation et que les méthodes basées sur le marché réel dominant pour les services d'approvisionnement.

### 2.3 Justification du choix de la méthode utilisée

Comme il est possible de le constater dans le tableau 2-2, chacune des méthodes comporte ses forces et ses faiblesses. Si une valeur économique totale est nécessaire, l'utilisation de l'approche des préférences déclarées est requise, car l'évaluation des valeurs de non-usage n'est pas possible avec les autres méthodes. Néanmoins, toutes ces méthodes primaires nécessitent de grandes ressources en termes de données disponibles, de temps et d'argent.

Dans le cadre d'un essai, où le temps et les ressources sont limités, l'utilisation de la méthode de transfert des bénéfiques s'avère l'option à privilégier. Même si plusieurs biais et limites y sont associés, cette méthode est souvent utilisée en raison de sa rapidité d'exécution et des faibles coûts qui y sont associés. Plusieurs variantes de la méthode du transfert de bénéfiques (décrites dans le prochain chapitre) peuvent être utilisées selon la disponibilité de résultats antérieurs et le contexte au site étudié. Il apparaît donc fort intéressant d'utiliser les différentes variantes de cette méthode dans une même étude de cas afin de les comparer entre eux.

### **3 LA MÉTHODE DU TRANSFERT DE BÉNÉFICES**

Le premier exercice formel de transfert de bénéfices date de plus de 35 ans (Navrud and Ready, 2007). Même si l'utilisation de cette méthode était commune dans les années 1980, ce n'est que dans le 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 portée 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 sophistiquées ont été proposées (Johnston and Rosenberger, 2010).

#### **3.1 Types de transferts : fondement théorique et applications**

Même s'il y a eu beaucoup d'avancées dans les dernières décennies, il n'y a toujours pas de consensus sur un protocole à utiliser pour effectuer un transfert de bénéfices convenable et certaines questions méthodologiques importantes demeurent (Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 2006; Johnston and Rosenberger, 2010). Ainsi, plusieurs méthodes peuvent être utilisées afin de réaliser un transfert de bénéfices. Plusieurs classifications existent, mais généralement une distinction est faite entre le transfert de valeurs et le transfert de fonctions (Rosenberger and Loomis, 2001; Genty, 2005; Johnston and Rosenberger, 2010). Alors que le transfert de valeurs utilise le résultat de la relation entre la population et la modification de l'environnement du site de référence, le transfert de fonction consiste à appliquer cette relation au site d'intérêt (Genty, 2005). La première catégorie comprend le transfert de valeurs sans ajustement et le transfert de valeurs ajusté, soit en fonction d'un certain attribut, soit sur la base de jugements d'experts. Dans la seconde catégorie, la fonction peut provenir d'une seule étude ou de plusieurs études et est alors appelée méta-analyse. Les différentes variantes du transfert de bénéfices sont traitées dans les sections qui suivent.

Un consensus dans la littérature veut que les transferts de fonctions soient plus performants que les transferts de valeurs, mais plusieurs cas montrent le contraire (Genty, 2005; Johnston and Rosenberger, 2010). La validité de chaque méthode dépend largement du contexte d'utilisation et des limites d'utilisation (Johnston and Rosenberger, 2010) discutées dans les sections suivantes. Il demeure un écart considérable entre la rigueur de la littérature (qui offre peu de conseils pratiques) et la pratique du transfert des bénéfices (*ibid.*). Ainsi, plusieurs méthodes complexes sont proposées, mais rarement utilisées dans les faits.

### 3.1.1 Transfert de valeurs sans ajustement

Cette méthode consiste à utiliser directement une valeur de volonté à payer 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 coût-bénéfice, par simple multiplication de la VAP moyenne par individu 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 existent 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. Le transfert de valeurs avec ajustement est expliqué à la section suivante. 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 entre autres 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.



### 3.1.2 Transfert de valeurs avec ajustement

Il faudrait que le site analysé et le site cible soient pratiquement identiques pour produire un transfert de bénéfices 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 par rapport à la variable à ajuster. Ce dernier permet de corriger les situations où la variation de la VAP n'est pas proportionnelle à la variation de la caractéristique en question (OCDE, 2006). La variable à ajuster pourrait être, par exemple, 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 étudié et le site cible nécessite l'utilisation du transfert de fonction, méthode décrite à la prochaine sous-section.

### 3.1.3 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 fonction consiste à transférer puis 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 méthodes 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, « A », « B » et « C » représentent des variables qui influencent significativement la VAP des agents du site étudié :

$$VAP_A = f(A_A, B_A, C_A)$$

Supposons que la relation entre VAP et ses déterminants A, B, C est linéaire. Ainsi nous pouvons réécrire la fonction comme suit :

$$VAP_A = a_0 + a_1A_A + a_2B_A + a_3C_A$$

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  $A_A$ ,  $B_A$  et  $C_A$ . Ainsi la VAP du site cible (C) sera calculée comme suivant :

$$VAP_C = a_0 + a_1A_C + a_2B_C + a_3C_C$$

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 étudié, et en les appliquant aux valeurs des caractéristiques « A », « B » et « C » 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)

### **3.1.4 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 économique de BSE qui est transférable à un autre site similaire (site cible). Elle utilise une méta-régression dans laquelle la variable dépendante est souvent la valeur estimée de VAP pour un changement spécifique des BSE des multiples études sélectionnées. Cette méta-régression nous permet d'expliquer comment ces VAP, tirées d'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 la 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 potentiels existant dans le choix du site étudié. Ainsi, plus grand est le nombre d'études similaires utilisées dans l'estimation de la relation entre la VAP et ses facteurs déterminants, plus petite est l'erreur due au transfert à cause de la loi des grands nombres. (Wilson and 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 (« A », « B », « C », « D », etc.), provenant également des études sélectionnées. En général, ces variables représentent des caractéristiques socio-économiques de la population étudiée, des particularités propres 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 une significativité statistique et donc un niveau de confiance :

$$VAP = a_1A + a_2B + a_3C + a_4D + a_iI$$

Le calcul de la VAP se fait comme pour le transfert de fonction à l'aide des coefficients du modèle pourvu que ces derniers s'appliquent 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 le potentiel des modèles de méta-régression 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 ont été créées. Par exemple, l'*Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI) est la base de données la plus exhaustive à ce jour. Malgré tout, plusieurs autres bases de données et publications permettent aussi de rechercher les études selon différents critères (BSE évalué, méthode, lieu, etc.). Revéret *et al.* (2008) présentent une compilation de plusieurs de celles-ci.

Brander *et al.* (2012) est un exemple bien réussi de méta-analyse. Ils proposent une méthodologie pour extrapoler les valeurs des changements du stock 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 nous permet ainsi de le comparer avec le coût potentiel d'une telle politique.

### 3.2 Critères et tests d'évaluation de la qualité

Il y a deux types d'erreur qui peuvent avoir un important biais sur les résultats de transfert de bénéfices. Celles qui affectent les études primaires (erreurs de mesure) et les erreurs dues au transfert (Johnston and Rosenberger, 2010). La qualité du transfert de fonction dépend de la qualité de la recherche primaire. Les erreurs de la recherche primaire peuvent être transmises et même être amplifiées par la méthode du transfert (Wilson and Hoehn, 2006). En particulier, 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 and Rosenberger, 2010).

Plusieurs méthodes statistiques existent afin d'évaluer la validité du transfert de bénéfices. Le test de convergence est celui le plus fréquemment utilisé. Genty (2005) présente une synthèse des résultats de plusieurs études éprouvant 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 bénéfices échouent souvent au test de convergence, ce qui n'implique pas que le transfert de bénéfices n'est pas utile. 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 and Ready (2007) croient que pour la plupart des utilisations qui sont faites 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 différentes méthodes d'évaluation. (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  $\beta_1 = 1$ , alors cela montre la validité du transfert de bénéfices. 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)

### 3.3 Forces et faiblesses

L'avantage principal du transfert de bénéfices est de pouvoir réduire le temps et le coût nécessaires à l'obtention d'une valeur. En effet, moins de données sont nécessaires, 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 de mettre en œuvre une politique plus rapidement tout en nécessitant des ressources humaines et financières inférieures pour l'évaluation de celle-ci. De plus, comme le soulignent Baskaran *et al.* (2010), une étude préliminaire peut être menée par transfert de bénéfices afin de mieux cibler où les efforts de recherche (étude primaire) doivent être investis.

Toutefois, la méthode du transfert de bénéfices comporte aussi de nombreuses limites et faiblesses. Il y a consensus que la validité et la fiabilité de la méthode du transfert des bénéfices environnementaux dépendent 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 and 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. Il faut également mentionner qu'il n'y a pas d'accord sur les critères de similarité jusqu'ici (Johnston and Rosenberger, 2010), ceci complique davantage la tâche de promouvoir cette méthode.

De plus, les études primaires sur lesquelles s'appuie le transfert doivent être évaluées afin de s'assurer qu'elles soient fiables, basées sur des données adéquates et utilisant des techniques économiques valables (Brouwer, 2000). Les études primaires doivent aussi fournir les données nécessaires au transfert, soit entre autres, les caractéristiques du site (taille, biens et services évalués, etc.) et 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 arbitrairement des valeurs (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 significatifs 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 qui expliqueraient probablement une plus grande part de la variabilité dans 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 soit que le support de la littérature d'évaluation est un échantillon aléatoire non biaisé de la population des évaluations empiriques existantes, et que 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'escompte ou une conversion de devises. Toutefois, la robustesse temporelle des valeurs de biens non marchands peut être bonne sur une courte période de temps, ce qui devient moins certain sur un horizon temporel plus long (Johnston and 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) afin de convertir la VAP (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, alors que plusieurs défis additionnels tels que l'hétérogénéité des études, la combinabilité des études et les divergences dans les biais de sélections peuvent aussi être rencontrés (Johnston and Rosenberger, 2010).

L'étendue 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 ou d'individus affectés. Déterminer l'étendue 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 estimées peuvent être sensibles au contexte de l'évaluation et aux BSE 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), ceci rend une extrapolation uniforme de la valeur moins pertinente.

Bref, les analystes devraient 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 analystes devraient explicitement formuler les réserves que soulève le transfert de bénéfices envisagé (*ibid.*).

Comme le changement climatique implique 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 (Brander *et al.*, 2012). Ainsi, en évaluant simultanément les changements dans plusieurs sites du même écosystème, il faut tenir compte du changement dans les autres sites (substituts) lors de l'agrégation des données (*ibid.*).

Bref, le transfert de bénéfices comporte des avantages notables en termes de ressources à investir pour obtenir une valeur rapidement. L'obtention de cette valeur est toutefois conditionnelle au respect de plusieurs similitudes entre le site analysé et le site cible. Des études primaires fiables doivent ainsi 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 subjectivité et donc d'incertitude. La technique de transfert de bénéfices doit donc être vue comme une technique de second plan et ne devrait pas être employée dans un cas où une valeur précise est nécessaire à la prise de décision.

## **4 ÉTUDE DE CAS DES BASSINS VERSANTS DE LA YAMASKA ET DE LA BÉCANCOUR**

Afin de mettre en application les différentes méthodes de transfert de bénéfices décrites précédemment, ce chapitre présente une étude de cas avec les bassins versants (BV) de la rivière Yamaska et de la rivière Bécancour. Ces deux BV ont été choisis dans le cadre d'un projet multidisciplinaire sur les BSE fournis par les milieux humides (MH) dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques (projet financé dans le cadre du Plan d'action sur les changements climatiques du gouvernement du Québec). Le choix s'est fait selon plusieurs critères, dont la portion occupée par les milieux humides, la présence de différents types de ces milieux, la diversité des influences anthropiques et la disponibilité des données (Labbé *et al.*, 2011). Ces deux bassins versants sont situés au moins en partie dans les basses terres du Saint-Laurent, une région où la pression anthropique (agriculture et urbanisation) est particulièrement importante sur les milieux naturels, notamment les milieux humides (Joly *et al.*, 2008). Ainsi, plus de 45 % des milieux humides de la région ont été détruits alors que les deux tiers des milieux restants seraient victimes de perturbations anthropiques (*ibid.*). C'est dans ce contexte que l'évaluation économique des BSE de ces milieux est importante afin d'aider les décideurs à prendre des décisions mieux éclairées quant à la conversion ou non des milieux humides à d'autres usages.

La valeur économique recherchée est donc la valeur des BSE actuels s'ils sont maintenus dans le futur et ne subissent plus une dégradation similaire à ce qui a été observé dans les dernières années. Concrètement, on cherche la volonté à payer des gens pour une rétention de l'étendue actuelle des milieux humides des BV, par exemple par l'instauration d'une loi qui interdirait toute destruction de milieux humides. Il importe d'abord de présenter brièvement les principales caractéristiques des deux bassins versants étudiés. Puis, les différentes variantes de la méthode de transfert de bénéfices sont utilisées une à une pour évaluer la valeur économique des BSE des milieux humides pour les deux bassins versants. Les valeurs obtenues sont ensuite comparées afin de discuter des limites et avantages de chacune.

### **4.1 Contexte des sites à l'étude**

Les rivières Yamaska et Bécancour coulent toutes deux vers le nord pour se jeter dans le fleuve Saint-Laurent (voir la carte en annexe 1). L'ensemble du bassin versant que ces rivières drainent se trouve en territoire québécois, dont environ la moitié dans la région physiographique des basses terres du Saint-Laurent. Les principales caractéristiques géographiques et sociodémographiques de ces bassins versants sont résumées dans le tableau 4-1.



**Tableau 4-1 Caractéristiques géographiques et sociodémographiques des deux bassins versants à l'étude**

<b>Caractéristique</b>	<b>BV de la Yamaska</b>	<b>BV de la Bécancour</b>
<b>Caractéristiques géographiques</b> (Labbé <i>et al.</i> , 2011; Théau <i>et al.</i> 2012)		
Superficie totale	4 784 km <sup>2</sup>	2620 km <sup>2</sup>
Superficie agricole	2 033 km <sup>2</sup> (43 %)	554 km <sup>2</sup> (21 %)
Superficie urbaine	338 km <sup>2</sup> (7,1 %)	89 km <sup>2</sup> (3,4 %)
Superficie forestière	1690 km <sup>2</sup> (35 %)	1407 km <sup>2</sup> (54 %)
Superficie en milieux humides	193,27 km <sup>2</sup> (4,0 %)	297 km <sup>2</sup> (11 %)
Nombre de MH	3168	4990
<b>Caractéristiques socio-économiques et démographiques*</b> (Institut de la statistique du Québec (ISQ), 2012a;b;c)		
Population	1 456 743 habitants 600 220 ménages	639 910 habitants 271 157 ménages
Nombre de personnes par ménage	2,43	2,36
Revenu disponible moyen	27 705 \$ 2010	24 854 \$ 2010
Proportion d'hommes	50 %	50 %
Âge moyen	40,4	41,7

\* Données pour la Montérégie ainsi que le Centre-du-Québec et Chaudière-Appalaches respectivement

#### **4.1.1 BV de la Yamaska**

La rivière Yamaska prend sa source dans le lac Brome et se jette à l'amont du lac Saint-Pierre dans le fleuve Saint-Laurent (Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska (COGEBY), 2010). La principale occupation du territoire est l'agriculture, principalement dans la section comprise dans les basses terres du Saint-Laurent, où ne subsistent que quelques fragments forestiers morcelés (*ibid.*). Ce sont surtout des cultures à grand interligne, principalement la culture de maïs et de soya, ainsi que l'élevage porcin qui se retrouvent dans cette partie du BV (*ibid.*). Ces cultures sont connues pour accentuer les problèmes d'érosion en raison de la proportion de sols à nu en plus de nécessiter de grandes quantités de fertilisants qui peuvent se retrouver dans les cours d'eau (ministère de l'Environnement, 2003). Quant à l'élevage porcin, il nécessite l'épandage d'une grande quantité de purins. Dans les Appalaches, les boisés couvrent de plus grandes superficies et ce sont surtout des cultures fourragères qui dominent notamment en raison du relief plus accidenté (COGEBY, 2010). L'impact de ces cultures sur la qualité de l'eau est moins important que la culture à grand interligne (ministère de l'Environnement, 2003). Les principales municipalités, qui hébergent près de la moitié de la population du BV, sont Granby, Saint-Hyacinthe et Cowansville (COGEBY, 2010).

L'agriculture et le développement urbain ont d'ailleurs grandement contribué à la perte des milieux humides du BV par le drainage et le remplissage de ceux-ci, principalement dans les basses terres

(*ibid.*; Canards illimités Canada (CIC), 2006). Ainsi, en 2011, les milieux humides n'occupent plus que 4 % du territoire (Théau *et al.*, 2012). Quelques indices que cette proportion de milieux humides est largement insuffisante sont les niveaux de pollution inquiétants de la rivière Yamaska ainsi que les débits d'étiage et de crues extrêmes (CIC, 2006). Des milieux humides restants, les tourbières naturelles, les marécages et les marais sont respectivement les types de milieux humides le plus fréquents (*ibid.*).

#### **4.1.2 BV de la Bécancour**

La rivière Bécancour prend sa source dans le lac Bécancour et se déverse dans le Saint-Laurent à la hauteur de Trois-Rivières. Le milieu forestier domine, mais comme pour le BV de la Yamaska, la partie située dans les basses terres est beaucoup plus agricole alors que la zone dans les Appalaches est davantage boisée. La culture de fourrages constitue près des deux tiers des cultures dans le BV ce qui explique l'impact réduit de l'agriculture par rapport au BV de la Yamaska. Quelques municipalités hébergent néanmoins une densité en production animale importante. De plus, une particularité du BV de la Bécancour est la production de canneberges qui croît naturellement dans les tourbières. Ainsi, bien que sa culture ne soit pas exclusive à ces milieux, des centaines d'hectares de tourbières sont exploitées pour la culture de ce fruit. (Morin et Boulanger, 2005)

La densité de population est plus de deux fois inférieure à celle du BV de la Yamaska et contrairement à cette dernière, elle tend à diminuer au fil des ans. Les municipalités de Thetford Mines, Plessisville et Princeville regroupent plus de 50 % de la population du BV. Autre différence, il reste encore de grandes superficies de milieux humides, et ce, principalement dans les basses terres. Plus des deux tiers de ces milieux humides sont des tourbières. (Morin et Boulanger, 2005)

#### **4.1.3 BSE**

Entre 1984 et 2011, il s'est perdu 995 ha de milieux humides dans le BV de la Yamaska et 1044 ha dans celui de la Bécancour (Théau *et al.*, 2012), correspondant à des diminutions annuelles respectives de 0,44 et 0,30 %. Rien ne laisse croire que cette diminution est près de s'arrêter, elle risque de se poursuivre au même rythme dans les prochaines années. Ce qui pose problème est que cette diminution des superficies de milieux humides entraîne inévitablement une perte de fonctions écologiques assurées par ces milieux. En altérant les processus biophysiques et les fonctions écologiques, plusieurs BSE sont affectés, ce qui touche directement les populations et leur capacité à s'adapter efficacement aux changements climatiques.

Les milieux humides retrouvés les plus fréquemment dans les BV à l'étude sont les tourbières et les marécages. Or, ces milieux sont connus pour fournir de nombreux BSE essentiels, notamment la gestion de la régulation des crues, la filtration de l'eau, le stockage du dioxyde de carbone atmosphérique ainsi qu'un refuge et un habitat pour la biodiversité (Turner *et al.*, 2008). Il est donc intéressant d'évaluer la valeur économique de ces BSE afin de sensibiliser la population et les décideurs de leur importance. Comme ces services sont fournis gratuitement année après année, il est important de rappeler que leur valeur économique est une valeur annuelle.

## **4.2 Transfert de valeurs sans ajustement**

Cette méthode est la plus simple, mais ne permet pas d'ajuster la valeur transférée en fonction des caractéristiques qui diffèrent entre les sites. Le choix d'une bonne étude de référence est donc primordial.

### **4.2.1 Choix de l'étude de référence**

D'abord, l'étude de référence choisie doit évaluer la valeur économique des BSE des milieux humides selon une méthode primaire, excluant donc les études utilisant le transfert de bénéfices. Le nombre d'études qui correspond à ce critère est important et s'accroît chaque année. Afin de trouver un bon article, des recherches ont été faites dans plusieurs bases de données de recherche d'articles scientifiques en ligne incluant la base de données EVRI. Puisque les valeurs d'usage et de non-usage doivent être considérées, la méthode utilisée devait en être une de préférences déclarées. Comme il a été mentionné précédemment, plusieurs caractéristiques de la population (socio-économiques, démographiques, culturelles, etc.) et du site (BSE étudiés, taille des milieux, quantité de milieux substitués, etc.) peuvent influencer la VAP des gens qui répondent aux questionnaires. Il est donc préférable que le site étudié soit proche géographiquement du site cible et que l'étude ne soit pas trop ancienne pour éviter les variations temporelles.

L'étude qui a été choisie est celle de Pattison *et al.* (2011) qui ont réalisé une évaluation contingente en 2008 afin de connaître la volonté à payer des Manitobains de conserver ou de restaurer les milieux humides de la région des cuvettes des prairies (*prairie pothole region*) d'ici 2020. Bien que la proportion de chaque type de milieu humide dans cette région puisse différer grandement de ce qui est retrouvé dans les deux bassins versants à l'étude, les BSE qui ont été évalués sont similaires à ceux que fournissent les milieux humides de ces deux bassins versants. Ces BSE sont l'amélioration de la qualité de l'eau, le contrôle des inondations, la diminution de l'érosion du sol, l'habitat pour la faune et le stockage du dioxyde de carbone atmosphérique.

Afin d'obtenir les valeurs les plus justes possible, Pattison *et al.* (2011) ont suivi une méthodologie rigoureuse. Ils ont d'abord décrit, dans les questionnaires, les différents scénarios de rétention ou de restauration des milieux humides qui évitent que la perte des superficies de milieux humides continue au même rythme que dans les dernières décennies. Pour chaque scénario et chaque BSE, ils ont illustré ce que représentait l'amélioration proposée (p. ex. en camions-bennes de fertilisants retirés de l'eau, en tonnes de sols érodés en moins, etc.). De l'information concernant les avantages et inconvénients des milieux humides, notamment en milieu agricole ont aussi été présentés afin que les répondants aient une information suffisante pour attribuer la valeur la plus juste possible. Cinq scénarios leur ont été présentés et étaient associés à un montant de taxe à payer annuellement pour les cinq années suivantes. Plusieurs autres précautions ont aussi été prises pour limiter, entre autres, le biais hypothétique et le biais d'inclusion. Des groupes de discussion et des études préliminaires ont aussi permis de peaufiner le texte et les montants de taxe proposés. Finalement, 1980 questionnaires complets ont été recueillis grâce à un sondage réalisé sur Internet et dont les caractéristiques des répondants dans l'échantillon étaient très similaires à celles de la population du Manitoba.

#### **4.2.2 Corrections apportées**

Dans une optique de comparabilité, l'unité monétaire utilisée est le dollar canadien à parité de pouvoir d'achat pour l'année 2010 (2010 \$ CAN PPA). À cause de l'inflation qui fait croître le prix des biens et services courants, la valeur de la monnaie tend à diminuer au fil des ans. Pour tenir compte de ce fait, un déflateur propre à chaque pays et chaque année a été appliqué aux valeurs de base pour les rapporter en \$ CAN pour l'année 2010 (dernière année dont les données sont disponibles). Ces valeurs sont obtenues d'une base de données colligée par *The World Bank Group* (2012). Comme l'étude fournit déjà les valeurs en dollars canadiens, aucune conversion de devise n'est nécessaire.

#### **4.2.3 Résultats obtenus**

Pattison *et al.* (2011) ont obtenu plusieurs valeurs de VAP pour chaque scénario, car ils ont utilisé plusieurs modèles. En effet, en ne considérant que le premier des cinq choix que chacun répondant devait faire, il semble y avoir un biais d'inclusion et les variances sont très élevées. Pattison *et al.* (2011) émettent l'hypothèse que le premier choix créait de la confusion et était difficile à faire pour les répondants causant ainsi trop de « bruit » dans les données pour générer des valeurs de VAP valides. Ils ont donc utilisé les estimations plus conservatrices et plus précises provenant d'un modèle (*companion error component models*) n'incluant que les valeurs omettant le premier choix des répondants.

Ainsi, la VAP moyenne par ménage est de  $269,46 \pm 11,77$  \$ (2008 \$ CAN) annuellement pour conserver le niveau actuel de milieux humides et éviter que la perte de ceux-ci ne continue. Une fois convertie en 2010 \$ CAN, la valeur est de 272,05 \$. Les différentes valeurs ainsi que les résultats obtenus se retrouvent dans le tableau 4-2. Pour obtenir une valeur de VAP pour les BV à l'étude, il faut d'abord déterminer le nombre de ménages à considérer. Dans leur étude, Pattison *et al.* (2011) ont considéré l'ensemble des ménages du Manitoba. Toutefois, la région où se situent les milieux humides évalués (annexe 2) était beaucoup plus importante en superficie et donc en quantité de BSE offerts par rapport à ce qu'on retrouve dans chacun des bassins versants à l'étude. Pour cette raison, il a été choisi de ne considérer que les ménages de la région administrative où se situe principalement chaque BV. Ainsi, les valeurs de la Montérégie sont utilisées pour le BV de la Yamaska, alors que celles du Centre-du-Québec et de Chaudière-Appalaches sont combinées pour le BV de la Bécancour. Les valeurs obtenues sont ainsi plus plausibles par rapport à une agrégation considérant le nombre total de ménages de la province.

En utilisant la valeur de VAP par ménage trouvée au Manitoba et en l'agrégeant directement pour l'ensemble des ménages de chaque région, puis en la divisant par le nombre d'hectares considéré, les valeurs s'élèvent respectivement à 164 164 \$/ha et à 70 694 \$/ha (2010 \$ CAN) pour les BV de la Yamaska et de la Bécancour. La superficie qui permet de calculer des valeurs à l'hectare correspond à la différence entre la superficie actuelle de milieux humides et la superficie en 2023 en considérant une perte annuelle de superficie équivalente à ce qui a été observé entre 1984 et 2011, et ce, afin d'être cohérent avec l'étude primaire qui n'évalue pas la valeur totale, mais bien la valeur d'un changement par rapport au *statu quo* selon un scénario futur en 2020 (le questionnaire a été distribué en 2008).

**Tableau 4-2 Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices sans ajustement en utilisant la VAP/ménage**

	Unité	Pattison <i>et al.</i> , 2011	BV Yamaska	BV Bécancour	Source
VAP/ménage	2008 \$ CAN	269,46	-	-	Pattison <i>et al.</i> , 2011
VAP/ménage	2010 \$ CAN	272,05	-	-	Calcul
Nombre de ménages (région administrative)		448 765 <sup>a</sup>	600 220 <sup>b</sup>	271 157 <sup>b</sup>	<sup>a</sup> Pattison <i>et al.</i> , 2011; <sup>b</sup> ISQ, 2012a;b;c
VAP agrégée	2010 \$ CAN	122,09 M	163,29 M	73,77 M	Calcul
Superficie de MH évaluée	ha	38 412 <sup>a</sup>	995 <sup>b</sup>	1044 <sup>b</sup>	<sup>a</sup> Pattison <i>et al.</i> , 2011; <sup>b</sup> Théau <i>et al.</i> , 2012
VAP agrégée/ha	2010 \$ CAN/ha	3 178	164 164	70 694	Calcul

Un facteur qui peut expliquer l'importance des valeurs à l'hectare est la différence de superficie de milieux humides qui seraient perdus dans le scénario au Manitoba et l'étude de cas au Québec. Afin de tenir compte de ce facteur, le transfert de valeur sans ajustement pourrait se faire en utilisant la VAP par hectare de milieu humide conservé au Manitoba (3 178 \$/ha) et l'appliquer à la superficie dans chaque bassin versant. En agissant de la sorte, la valeur des milieux humides des BV de la Yamaska et de la Bécancour, équivalent à 3 178 \$/ha (2010 \$ CAN). Le transfert de valeurs avec ajustement, présenté ci-dessous, permet aussi de tenir compte des différences de superficie entre le site analysé et le site cible.

#### **4.3 Transfert de valeurs avec ajustement**

Même si plusieurs caractéristiques du site analysé sont similaires aux bassins versants à l'étude, la difficulté d'obtenir une valeur plausible avec le transfert de valeurs sans ajustement montre la nécessité d'ajuster la valeur obtenue afin qu'elle reflète mieux la réalité des sites à l'étude. La valeur peut être ajustée selon différentes caractéristiques si les données sont disponibles pour le site analysé et les sites cibles et si elles sont susceptibles d'influencer la VAP. Genty (2005) mentionne plusieurs caractéristiques qui sont fréquemment ajustées, soit : le PIB, le salaire moyen, la superficie du site ou le changement de qualité évalué.

Des caractéristiques économiques, le revenu disponible moyen est utilisé, car il représente probablement mieux la situation financière des ménages que le PIB par habitant. La même étude, soit celle de Pattison *et al.* (2011), est aussi employée avec cette méthode. Les paramètres et les résultats de cet ajustement sont présentés dans le tableau 4-3. C'est la volonté à payer calculée à partir du nombre de ménages qui est ajustée dans ce cas. L'ajustement se fait à partir de l'équation présentée en section 3.1.2. L'élasticité entre la VAP et le revenu disponible a été calculée grâce à la méta-analyse présentée à la section 4.5. Puisque les revenus disponibles ne sont pas très différents entre le Manitoba et les régions étudiées, les valeurs ajustées sont similaires aux valeurs sans ajustement, soit 164 824 \$/ha pour le BV de la Yamaska et 61 692 \$/ha pour celui de la Bécancour.

**Tableau 4-3 Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices avec ajustement selon le revenu disponible**

	Unité	Pattison <i>et al.</i> , 2011	BV Yamaska	BV Bécancour	Source
VAP agrégée/ha	2010 \$ CAN/ha	3 178	164 164	70 694	Tableau 4-2
Revenu personnel disponible par habitant (2010)	2010 \$ CAN	27 619	27 705	24 854	ISQ, 2012d;a;b;c
Facteur de correction (revenu disponible)	-	-	1,003	0,900	Calcul
Élasticité (revenu disponible)	-	-	1,291	1,291	He <i>et al.</i> , 2013
VAP agrégée ajustée/ha	2010 \$ CAN/ha	-	164 824	61 692	Calcul

Comme la superficie totale de milieux humides diffère grandement entre l'étude de référence et les BV à l'étude, il est aussi pertinent d'ajuster la valeur de VAP par rapport à cette variable (tableau 4-4). La valeur sans ajustement utilisée est celle transférée à partir de la VAP par hectare de milieu humide conservé au Manitoba. La même formule mentionnée précédemment a été utilisée avec une élasticité aussi calculée avec la méta-analyse. L'élasticité entre la VAP et la superficie totale de milieux humides est négative, ce qui signifie qu'elle fait augmenter la valeur lorsque le facteur de correction est inférieur à 1. Ce résultat s'explique par la décroissance marginale de l'utilité associée à un bien ou un service. Ainsi, la VAP pour une unité supplémentaire d'un bien décroît avec la quantité déjà existante de ce bien. En d'autres mots, la VAP totale augmente avec la superficie de milieux humides, mais la VAP/ha diminue lorsque la superficie augmente. Avec cet ajustement, les valeurs de VAP calculées s'élèvent à 17 883 \$/ha pour le BV de la Yamaska et 14 063 \$/ha pour le BV de la Bécancour.

**Tableau 4-4 Paramètres de calculs et résultats du transfert de bénéfices avec ajustement selon la superficie de milieux humides dans chaque bassin versant**

	Unité	Pattison <i>et al.</i> , 2011	BV Yamaska	BV Bécancour	Source
VAP agrégée/ha	2010 \$ CAN/ha	3 178	3 178	3 178	Tableau 4-2
Superficie en MH actuelle	ha	422 533 <sup>a</sup>	19 327 <sup>b</sup>	29 685 <sup>b</sup>	<sup>a</sup> Pattison <i>et al.</i> , 2011; <sup>b</sup> Théau <i>et al.</i> , 2012
Facteur de correction (superficie)	-	-	0,046	0,070	Calcul
Élasticité (superficie)	-	-	-0,560	-0,560	He <i>et al.</i> , 2013
VAP agrégée ajustée/ha	2010 \$ CAN/ha	-	17 883	14 063	Calcul

Considérant ces résultats, il est facile de remarquer que plus une caractéristique est différente entre le site analysé et le site cible, plus l'ajustement provoque un changement important de la valeur. Ainsi, comme le revenu disponible est similaire pour les deux sites, les valeurs avec et sans

ajustement se ressemblent alors que la superficie actuelle de milieux humides a engendré un ajustement beaucoup plus important.

#### **4.4 Transfert de fonctions**

Puisqu'avec la méthode précédente, il n'est possible d'ajuster qu'une seule caractéristique à la fois, il est préférable de réaliser un transfert de fonction pour en ajuster plusieurs. Pour ce faire, il faut trouver une étude primaire dans laquelle la fonction expliquant la VAP des gens pour la conservation des milieux humides est bien détaillée. Pattison *et al.* (2011) ont présenté une telle fonction, qui sera donc utilisée.

##### **4.4.1 Méthodologie**

La méthode utilisée pour calculer une VAP à partir des coefficients présentés est celle expliquée dans Pattison *et al.* (2011) et détaillée à l'annexe 3. C'est le modèle que les auteurs ont utilisé pour estimer ensuite la VAP par ménage pour chacun de leurs scénarios qui a été employé. En utilisant cette méthode pour recalculer la VAP présentée dans l'article à partir des données qui y sont présentées, la valeur obtenue est de seulement 4 % inférieure à ce qu'ils présentent. Ce faible écart est jugé très acceptable et peut s'expliquer par le manque de décimales pour les valeurs moyennes et les coefficients, ce qui fait varier légèrement la valeur. C'est donc cette méthode qui est utilisée pour la suite.

Les coefficients utilisés ainsi que les valeurs moyennes pour chaque région étudiée sont présentés dans le tableau 4-5. Comme pour les méthodes précédentes, les valeurs moyennes (sexe, âge, nombre de personnes par ménage) de la Montérégie ont été employées pour le BV de la Yamaska et celles du Centre-du-Québec et de Chaudière-Appalaches pour le BV de la Bécancour. La superficie correspond à la superficie totale de milieux humides qui sera présente dans le bassin versant en 2023 (voir section 4.2.3). Comme le scénario à l'étude est de conserver constant le niveau actuel de milieux humides, la superficie totale de milieux humides actuelle de chaque bassin versant est employée. Elle a été convertie en acres et divisée par 1000 afin de correspondre avec le coefficient du modèle. Le pourcentage de la population qui est membre d'une organisation non gouvernementale environnementale (ONGE) n'a pas été trouvé pour le Québec, donc la valeur moyenne présentée dans l'article a été utilisée. Pour ce qui est de la proportion de la population qui a visité les parcs nationaux, seule une donnée provinciale a été trouvée et donc utilisée.



**Tableau 4-5 Coefficients provenant de l'étude de Pattison *et al.* (2011) et valeurs moyennes utilisées dans le transfert de fonction**

Variable	Coefficient	Valeurs moyennes			Source
		Pattison <i>et al.</i> , 2011	BV Yamaska	BV Bécancour	
Constante ( <i>statu quo</i> )	-0,6547	-	-	-	-
Montant de taxes	-0,0072	-	-	-	-
Superficie de MH (en milliers d'acres)	0,0013	1044,102	47,8	73,4	Théau <i>et al.</i> , 2012
Proportion d'hommes	-0,3094	48 %	50 %	50 %	ISQ, 2012a;b;c
Âge moyen	0,0222	48,4	40,4	41,7	ISQ, 2012a;b;c
Nombre de personnes par ménage	-0,1010	2,63	2,43	2,36	ISQ, 2012a;b;c
Membre d'une ONGE	0,7878	6 %	6 %	6 %	Pattison <i>et al.</i> , 2011
Visiteur des parcs nationaux	0,6410	70 %	42 %	42 %	Hill Stratégies Recherche Inc., 2012

L'utilisation de cette fonction aboutit à une VAP par ménage qui doit ensuite être multipliée par le nombre de ménages adéquat. Le choix du nombre de ménages à utiliser est expliqué à la section 4.2.3.

#### 4.4.2 Résultats obtenus

Les résultats du transfert de fonction sont présentés dans le tableau 4-6. Les valeurs obtenues avec le transfert de fonction se rapprochent de celles obtenues grâce à la VAP ajustée selon la superficie de milieux humides. Les valeurs de VAP sont de 18 965 \$/ha et 10 602 \$/ha pour les BV de la Yamaska et de la Bécancour respectivement.

**Tableau 4-6 Paramètres de calculs et résultats du transfert de fonction**

	Unité	BV Yamaska	BV Bécancour	Source
VAP/ménage	2008 \$ CAN	31,13 \$	40,41 \$	Calcul (fonction)
VAP/ménage	2010 \$ CAN	31,43 \$	40,80 \$	Calcul
Nombre de ménages (région administrative)	-	600 220	271 157	Tableau 4-1
VAP agrégée	2010 \$ CAN	18,86 M	11,06 M	Calcul
Superficie de MH évaluée	ha	995	1 044	Tableau 4-2
VAP agrégée/ha	2010 \$ CAN/ha	18 965	10 602	Calcul

Cette valeur aurait pu être précisée davantage si des valeurs plus représentatives avaient pu être trouvées pour les variables « membre d'une ONGE » et « visiteur des parcs nationaux ». Les valeurs pour ces variables, faciles à obtenir lors d'une étude réalisée à l'aide d'un questionnaire,

sont beaucoup plus difficiles à trouver pour les sites où sont transférées les valeurs. D'ailleurs, certaines variables, comme le revenu disponible et la taille de la municipalité (urbain ou rural), qu'il aurait pu être intéressant d'inclure dans la fonction pour les bassins versants étudiés n'étaient pas considérées dans l'étude originale. Les auteurs mentionnent toutefois que d'autres variables, comme le revenu, ont été incluses dans des versions antérieures du modèle, mais ne se sont pas avérées statistiquement significatives (Pattison *et al.*, 2011). Le revenu, par exemple, était corrélé avec d'autres caractéristiques propres aux répondants (*ibid.*).

#### **4.5 Méta-analyse**

Afin d'avoir un modèle avec toutes les variables d'intérêt pour le site étudié, il est possible de créer sa propre fonction. Toutefois, pour ce faire, il est nécessaire de colliger des données provenant d'un grand nombre d'études primaires dans lesquelles il y a de la variation pour les variables d'intérêt. Ainsi, la réalisation d'une méta-analyse demande un grand jeu de données qui nécessite un effort de recherche important, de compilation et d'analyse des données provenant d'études primaires. Dans le contexte de ressources limitées d'un essai, la réalisation d'une telle entreprise est peu envisageable. Néanmoins, les résultats de la méta-analyse réalisée par l'équipe de He *et al.* (2013) et à laquelle j'ai pris part, sont exposés et comparés avec ceux de plusieurs autres méta-analyses portant sur la valeur économique des BSE associés aux milieux humides. Par la suite, les coefficients de la méta-analyse sont utilisés pour un transfert de bénéfices aussi réalisé par la même équipe.

##### **4.5.1 Méthodologie de réalisation de la méta-analyse**

Afin de colliger des données provenant d'un grand nombre d'études, il a fallu faire une recherche des études abordant l'évaluation économique des BSE des milieux humides dans la littérature. Un tri pour ne conserver que les études primaires dont les données nécessaires étaient disponibles a ensuite été réalisé. Un grand nombre de variables, souvent dichotomiques, ont été retenues ce qui a produit une base de données de 70 colonnes (variables) et de 106 lignes (observations). Ces 106 observations proviennent de 51 études primaires réalisées dans 21 pays de tous les continents sauf l'Amérique du Sud. La majorité des valeurs (près de 80 %) ont été obtenues à l'aide d'une méthode de préférences déclarées, soit l'évaluation contingente ou les choix expérimentaux. (He *et al.*, 2013)

Plusieurs variables explicatives, comme les biens et services environnementaux, les méthodes utilisées, le PIB par habitant, les caractéristiques des milieux humides, la pression anthropique et l'utilisation du sol autour des milieux, ont été compilées pour tenter d'expliquer la variable dépendante qui est la valeur économique du milieu humide par hectare par année en dollars

américains (\$ US) de 2003 à PPA. Afin d'obtenir de telles valeurs, comme expliqué à la section 4.2.2, un déflateur a été utilisé pour rapporter la valeur trouvée en valeur de 2003 et les données du *World Penn Table* (*Center for International Comparisons of Production, Income and Prices*, 2012) ont été utilisées pour convertir la devise d'origine en dollars américains en maintenant constant le pouvoir d'achat. Le modèle de base de la méta-régression est de la même forme que celui spécifié à la section 3.1.4, la variable dépendante étant toutefois transformée en logarithme (log) ou en logarithme naturel (ln). Le modèle utilise une régression des moindres carrés ordinaires avec les estimateurs d'Huber-White Sandwich pour la variance. (He *et al.*, 2013)

#### **4.5.2 Coefficients obtenus**

Plusieurs versions du modèle ont été effectuées en retirant les variables non significatives qui étaient jugées moins importantes. Les coefficients et les erreurs types des variables qui ont été conservées sont présentés dans le tableau 4-7. Ce tableau présente aussi les principaux coefficients obtenus pour quatre autres méta-analyses portant sur la valeur économique des BSE associés aux milieux humides. 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. Certaines variables moins intéressantes des quatre autres études n'ont pas été présentées dans un souci de concision. Il faut également noter que la définition exacte des variables explicatives peut différer légèrement d'une étude à l'autre. Il est donc surtout intéressant de comparer les coefficients qui ressortent statistiquement significatifs de même que le signe de ces coefficients. Ainsi, un coefficient positif signifie qu'une augmentation de la variable en question fait augmenter la valeur économique par rapport à la moyenne, alors que c'est l'inverse pour un coefficient négatif.

**Tableau 4-7 Comparaison des coefficients et des erreurs type calculés pour plusieurs variables explicatives dans plusieurs méta-analyses portant sur la valeur des BSE des milieux humides**  
 (\* signifie que le coefficient est significatif à un seuil de 0,05)

	<b>He et al., (2013)</b>		<b>Ghermandi et al. (2010)</b>		<b>Brander et al. (2006)</b>		<b>Woodward and Wui (2001)</b>		<b>Brouwer et al. (1999)</b>	
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		0,45		0,45		0,582		0,38	
<b>Variable dépendante</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 convertie en droits de tirage spéciaux (PPA de 1990)	
<b>Variables explicatives</b>										
<b>Variables socio-économiques</b>										
PIB par habitant (log/ln)	1,291*	0,544	0,295*	0,118	1,16*	0,46	-	-	-	-
Densité de population (log)	-	-	0,399*	0,075	0,47*	0,12	-	-	-	-
<b>Caractéristiques géographiques</b>										
Taille du milieu humide (log/ln)	-0,560*	0,070	-0,247*	0,042	-0,11*	0,05	-0,286*	0,11	-	-
Superficie de milieux humides dans un rayon de 50 km (ln)	-	-	-0,064*	0,036	-	-	-	-	-	-
Pression anthropique faible à moyenne	-	-	0,564*	0,258	-	-	-	-	-	-
Pression anthropique moyenne à élevée	-	-	1,130*	0,359	-	-	-	-	-	-
Pression anthropique élevée	-	-	2,093*	0,505	-	-	-	-	-	-
Milieu urbain	0,007	0,025	-	-	1,11*	0,48	-	-	-	-
Milieu agricole	-0,019	0,012	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Type de milieu humide</b>										
Marais salé ou saumâtre, côtier	-	-	0,321 0,775*	0,290 0,282	-0,31	0,42	-0,117	0,68	-	-
Marais d'eau douce	-	-	-0,380 0,360	0,282 0,259	-1,46*	0,59	-	-	-	-
Marécage	-	-	0,268 0,277	0,277	0,86*	0,42	-	-	-	-
Milieu fabriqué par l'homme	2,505*	1,069	1,167*	0,411	-	-	-	-	-	-

**Tableau 4-7 Comparaison des coefficients et des erreurs type calculés pour plusieurs variables explicatives dans plusieurs méta-analyses portant sur la valeur des BSE des milieux humides (suite)**

	He <i>et al.</i> , (2013)		Ghermandi <i>et al.</i> (2010)		Brander <i>et al.</i> (2006)		Woodward et Wui (2001)		Brouwer <i>et al.</i> (1999)	
Milieu isolé	-0,856	1,698	-	-	-	-	-	-	-	-
Complexe de milieux humides	0,868	0,579	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>BSE</b>										
Quantité d'eau	-	-	-0,037	0,355	-0,95	0,71	-0,452	1,54	0,441	0,479
Récolte de matériel naturel			-0,140	0,299	-0,83*	0,42	-	-	-	-
Pêche commerciale	1,899*	0,696	0,301	0,276	-	-	1,360	1,01	-	-
Chasse commerciale					-	-	-	-	-	-
Chasse récréative	-	-	-0,905*	0,347	-1,10*	0,43	-1,055*	0,52	-	-
Pêche récréative	-	-	0,033	0,355	0,06	0,36	0,582	0,56	-	-
Qualité de l'eau	0,893	0,649	0,677	0,388	0,63	0,74	0,737	0,75	0,659*	0,327
Paysage	-	-	0,528	0,424	0,06	0,39	-4,303*	0,95	-	-
Régulation des débits d'eau	1,485	0,873	0,432	0,348	0,14	0,55	0,678	0,77	1,134*	0,456
Réduction de l'érosion	-	-	-	-	-	-	0,173	1,66	-	-
Bois (combustible)	-	-	-1,031*	0,418	-1,24*	0,45	-	-	-	-
Récréation sans prélèvement	-	-	0,381	0,332	-	-	1,804*	0,59	-	-
Habitat pour la biodiversité	1,584	0,920	0,580	0,375	-0,03	0,35	0,427	0,59	-	-
Biodiversité					0,06	0,81	-	-	-	-
<b>Méthodes</b>										
Évaluation contingente	1,087	0,845	0,043	0,531	1,49*	0,73	-	-	-	-
Choix expérimentaux			1,188	0,812	-	-	-	-	-	-
Prix hédoniste	-	-	-1,342	1,209	-0,71	1,54	5,043*	1,12	-	-
Coût de remplacement	-	-	-0,472	0,527	0,63	0,81	2,232	0,89	-	-
Coût de transport	-	-	-0,633	0,530	0,01	0,65	-0,341	1,05	-	-
Fonction de production	-	-	-0,902	0,560	-1,00	0,75	-	-	-	-
Prix de marché	-	-	-0,632	0,461	-0,04	0,53	-	-	-	-
<b>Type de valeur</b>										
Valeur marginale	1,484*	0,529	1,032*	0,375	0,95*	0,48	-	-	-	-
Valeur médiane	3,004*	1,252	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Variables associées aux méthodes</b>										
Année de l'étude	-	-	-0,054*	0,018	-	-	-	-	-	-

En observant les coefficients associés aux différentes variables, il est possible de constater que plusieurs d'entre elles contribuent à accroître la valeur des BSE. D'abord, le coefficient associé au PIB par habitant est positif et significatif statistiquement pour les trois méta-analyses qui l'ont considéré. Ce résultat n'est pas surprenant puisque plus le revenu disponible est important, plus les gens peuvent consacrer une part importante de leur revenu à s'offrir une bonne qualité de l'environnement, certains BSE pouvant être assimilés à des produits de luxe.

La densité de population autour des milieux humides et le fait que certains d'entre eux soient en milieu urbain génèrent des coefficients positifs qui peuvent être attribuables au grand nombre de personnes qui profitent directement des services fournis par les rares milieux humides qui subsistent. Ce ne sont donc pas nécessairement des milieux intègres écologiquement, mais plutôt des milieux qui fournissent des services directs à un grand nombre de gens, ce qui mène à de grandes valeurs économiques lorsque la valeur individuelle est multipliée par le nombre de ménages. Les milieux humides fabriqués par l'homme causent aussi des coefficients positifs, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'ils ont été conçus pour fournir des BSE nécessaires dans certaines régions et ont donc une grande valeur économique, comme le suggèrent Ghermandi *et al.* (2010).

Pour plusieurs variables, notamment pour la majorité des variables associées aux BSE ainsi qu'aux méthodes d'évaluation, les coefficients ne sont pas significatifs statistiquement, ce qui signifie que la présence d'un BSE ou l'autre ou encore l'utilisation de n'importe laquelle des méthodes ne semblent pas faire varier significativement la valeur économique trouvée par rapport à la valeur moyenne. Brander *et al.* (2006) ont cependant trouvé que l'évaluation contingente produisait une valeur supérieure alors que dans Woodward and Wui (2001), c'est le cas pour les prix hédonistes. Dans la présente méta-analyse, les méthodes de préférences déclarées (évaluation contingente et choix expérimentaux) semblent aussi être associées à des valeurs supérieures, mais cette relation n'est pas significative statistiquement. Pour les BSE, seuls les quatre services d'intérêt pour les BV à l'étude ont été conservés, et de ceux-ci, seuls les activités commerciales (chasse, pêche et élevage) ainsi que l'habitat pour la biodiversité ont généré des coefficients positifs. Dans le premier cas, cela s'explique par la valeur marchande des produits qui sont exploités alors que pour la biodiversité, la valeur peut être supérieure, car elle comprend la valeur d'usage et la valeur de non-usage. Dans les autres études, la chasse ainsi que la récolte de bois comme combustible mènent à des valeurs moindres. La présence de la chasse peut diminuer d'autres services (récréation, biodiversité, etc.) et ainsi diminuer la valeur du milieu, alors que la récolte de bois se fait principalement dans les pays en voie de développement.

Finalement, le coefficient associé à la superficie du milieu humide est négatif et statistiquement significatif dans quatre méta-analyses. Ce résultat est cohérent avec le principe de rareté et de décroissance marginale de l'utilité associée à un bien tel qu'expliqué précédemment. Ainsi, plus le milieu humide est grand, plus la valeur totale est importante, mais moins la valeur par hectare est élevée.

#### **4.5.3 Résultat du transfert de bénéfices à partir de la méta-analyse**

Le tableau 4-7 présente les différents coefficients associés aux variables qui expliquent la valeur économique des milieux humides. C'est à partir de ces coefficients, de la formule présentée à la section 3.1.4 et des valeurs moyennes spécifiques aux BV étudiés que la valeur économique des BSE de ces BV peut être trouvée. Comme cette étape a été réalisée par l'équipe de He *et al.* (2013), seul un aperçu de la méthodologie et des résultats sont présentés.

Plusieurs résultats différents de valeur économique peuvent être estimés selon la méthodologie appliquée et les valeurs utilisées pour chaque coefficient. Ce sont les valeurs moyennes de l'ensemble de chaque bassin versant qui ont été employées dans le transfert pour les variables de proportion du territoire environnant d'usage agricole et urbain, de proportion de MH isolés et de MH complexes. Pour ce qui est du PIB/habitant, les valeurs de la Montérégie pour le BV de la Yamaska et du Centre-du-Québec ainsi que de Chaudière-Appalaches pour le BV de la Bécancour ont été utilisées. La superficie totale de milieux humides dans chaque BV a aussi été employée. Une valeur de 1 a été appliquée pour les trois BSE d'intérêt, la régulation des débits de crues, la filtration des sédiments et le support d'habitats fauniques (variables dichotomiques, 0 ou 1). Toutefois, dans un souci de comparabilité avec les résultats des autres méthodes de transfert de bénéfices, il a été considéré que les valeurs obtenues seraient issues d'une étude d'évaluation contingente et donc, qui fait partie de la catégorie des préférences exprimées (la variable est égale à 1). Comme ce qui est recherché est une valeur marginale, ce coefficient s'est vu attribuer une valeur de 1. Pour tous les autres coefficients, une valeur de 0 a été associée. À partir de cette méthodologie, le transfert a généré des valeurs de 17 879 \$/ha et de 13 480 \$/ha (2010 \$ CAN) pour les BV de la Yamaska et de la Bécancour respectivement. (He *et al.*, 2013)

#### **4.6 Interprétation et limites**

Le sommaire des résultats des quatre méthodes de transfert de bénéfices est présenté dans le tableau 4-8. On remarque rapidement que les valeurs transférées sans ajustement sont très différentes selon la variante utilisée. Cela réitère l'importance de l'ajustement selon les caractéristiques qui sont susceptibles d'influencer la valeur économique. Plus la caractéristique diffère entre le site analysé et le site cible, plus l'ajustement est important. Il est intéressant de

constater qu'il semble y avoir une convergence dans les valeurs économiques obtenues à l'aide des différentes variantes de la méthode de transfert de bénéfices lorsque des ajustements sont apportés. Sans arriver à déterminer une valeur exacte, le transfert de bénéfices peut permettre d'en arriver à estimer une valeur plausible. En effet, même si le transfert de valeur ajusté selon la taille et le transfert de fonction n'ont été calculés 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 bassins versants étudiés.

**Tableau 4-8 Tableau récapitulatif des valeurs économiques obtenues à l'aide des différentes méthodes de transfert de bénéfices**

Méthode	Valeur économique des BSE (2010 \$ CAN/ha/an)	
	BV de la Yamaska	BV de la Bécancour
<b>Transfert de valeurs sans ajustement</b>		
Transfert par nombre de ménages (région administrative)	164 164	70 694
Transfert par superficies	3 178	3 178
<b>Transfert de valeurs avec ajustements</b>		
Ajusté selon le revenu disponible	164 824	61 692
Ajusté selon la taille	17 883	14 063
<b>Transfert de fonction</b>		
Fonction provenant de Pattison <i>et al.</i> , 2011	18 965	10 602
<b>Transfert à partir d'une méta-analyse</b>		
Méta-analyse réalisée par He <i>et al.</i> , 2013	17 879	13 480

Afin de s'assurer que le modèle reflète bien la réalité, il existe plusieurs tests d'évaluation de la qualité (voir section 3.2). Le test de convergence, qui évalue la validité interne (*in-sample test*), a été réalisé selon la procédure expliquée par Brander *et al.* (2006). Toutefois, il n'a été exécuté que pour une étude, soit celle de Pattison *et al.* (2011) utilisée précédemment pour les autres transferts de bénéfices, au lieu d'être réalisé avec toutes les études intégrées dans la méta-analyse. La valeur économique estimée à l'aide du modèle avec les valeurs moyennes des variables correspondant aux milieux humides étudiés dans Pattison *et al.* (2011) est de 3 252 \$/ha, alors qu'ils avaient trouvé une valeur de 3 178 \$/ha (2010 \$ CAN). La différence est donc d'à peine plus de 2 %, ce qui est très peu si on la compare à la valeur de 58 % calculée par Brander *et al.* (2006) pour la moyenne de leurs 202 observations. Cette faible différence nous porte à croire que l'ajustement du modèle est bon, au moins pour des milieux humides aux caractéristiques similaires à ceux étudiés dans Pattison *et al.* (2011).



Les résultats obtenus permettent de constater que lorsqu'une étude primaire réalisée à proximité géographique 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 (Pascual *et al.*, 2010). Cela fait ressortir l'importance de réaliser des études primaires dans le contexte québécois, car aucune étude sur la valeur des BSE associés aux milieux humides n'a été recensée. D'ailleurs, Johnston and Thomassin (2010) mentionnent que même avec la présence de banques de données telle que l'EVRI, plus d'études primaires devraient être menées au Canada, car il peut être difficile d'en trouver une qui correspond au besoin du transfert, relativement peu d'études ayant été réalisées au Canada.

En plus d'être disponibles, les études primaires doivent être de bonne qualité, car Woodward and Wui (2001) ont montré que les études dont l'économétrie était moins bonne tendent à surestimer significativement la valeur économique des milieux. D'ailleurs, plusieurs autres limites générales ont déjà été présentées à la section 3.3. Quant aux présents transferts, ils présentent aussi des biais possibles. Le transfert de valeur sans ajustement ne peut être précis, car certaines caractéristiques varient entre le site analysé et le site cible. Il en est de même pour le transfert de valeur avec ajustement qui ne peut ajuster qu'une seule variable et qui dépend d'une valeur d'élasticité, qui elle provient de la méta-analyse. Quant au transfert de fonction, il est nécessaire d'utiliser les coefficients de la fonction fournie dans l'étude, ce qui limite l'utilisation des caractéristiques d'intérêt pour le site cible. En effet, la fonction peut contenir des variables non pertinentes ou dont les données ne sont pas disponibles pour le site cible alors que des variables qui auraient été pertinentes sont absentes. Finalement, la méta-analyse se base sur les résultats de 51 études, mais dont aucune ne provient du Québec, il est donc permis de se demander si un tel transfert est valable. Comme un grand nombre de valeurs économiques différentes ont été trouvées et que le modèle économétrique décompose cette valeur économique selon les différentes variables intégrées au modèle, il est raisonnable de croire qu'en utilisant les valeurs associées aux variables pour les milieux d'intérêt au Québec, il est possible de trouver une valeur plausible. Comme le modèle n'explique qu'un peu plus de 50 % de la variance, une bonne proportion de la variation dans la valeur économique des milieux humides ne peut cependant pas être expliquée par le modèle. De plus, les variables qui permettent de prendre en compte les quatre BSE sont des variables dichotomiques pour lesquelles les choix possibles sont 0 ou 1. Bien qu'il puisse être possible d'établir des valeurs intermédiaires, le choix de la valeur serait très arbitraire pour chaque article puisqu'il est très difficile de comparer chacun des contextes entre eux. Toutefois, dans les valeurs considérées dans le transfert de bénéfices, il aurait été possible de dégager des valeurs intermédiaires et de ne pas accorder la valeur maximale pour les trois BSE d'intérêt pour tous les

milieux humides. Par exemple, il aurait pu être possible de moduler la valeur en fonction du type ou de l'emplacement du milieu humide, sachant par exemple que les milieux humides riverains ont une valeur supérieure au niveau de la filtration de l'eau (Mitsch and Gosselink, 2000).

Il importe de rappeler que les valeurs estimées sont des valeurs annuelles pour le maintien de l'état actuel des BSE fournis par les écosystèmes humides de chaque BV. De plus, les évaluations ne tiennent pas compte de tous les BSE et de la valeur d'assurance qui sera discutée à la section 5.2.1. L'étendue de la population employée pour l'agrégation des valeurs a aussi été déterminée de manière arbitraire. Les estimations restent des valeurs générales qui ne doivent pas être utilisées pour un milieu en particulier ou dans un contexte où une valeur précise est requise. Une étude primaire serait nécessaire dans ces cas.

Finalement, il pourrait être tentant de comparer les valeurs économiques des milieux humides qui ont été estimées dans cette étude de cas avec la valeur annuelle de la production agricole sur un hectare ou la valeur des taxes foncières d'un hectare de développement urbain. Cette comparaison pourrait permettre de décider si la conversion du milieu humide vers un autre usage est souhaitable. Toutefois, une telle comparaison est dangereuse, car il sera toujours possible de trouver un usage plus profitable à la conservation des milieux humides si les analyses économiques visent le court terme (Mitsch and Gosselink, 2000). Toutefois, il faut rappeler que les valeurs économiques des BSE sont des valeurs annuelles et tant que le milieu humide sera présent et intègre, ces BSE devraient continuer à être fournis sans coût pour la société. Il faut aussi faire attention à la nuance entre les bénéfices privés et les bénéfices sociaux. Par exemple, Cortus *et al.* (2010) ont calculé que les bénéfices du drainage de milieux humides en milieux agricoles surpassent les coûts pour l'agriculteur propriétaire de la terre. Toutefois, ce bénéfice est un bénéfice privé qui ne profite qu'à l'agriculteur. Lorsque les bénéfices sociaux de la rétention du milieu humide sont calculés, ils surpassent largement les bénéfices privés que l'agriculteur pourrait tirer de son drainage.

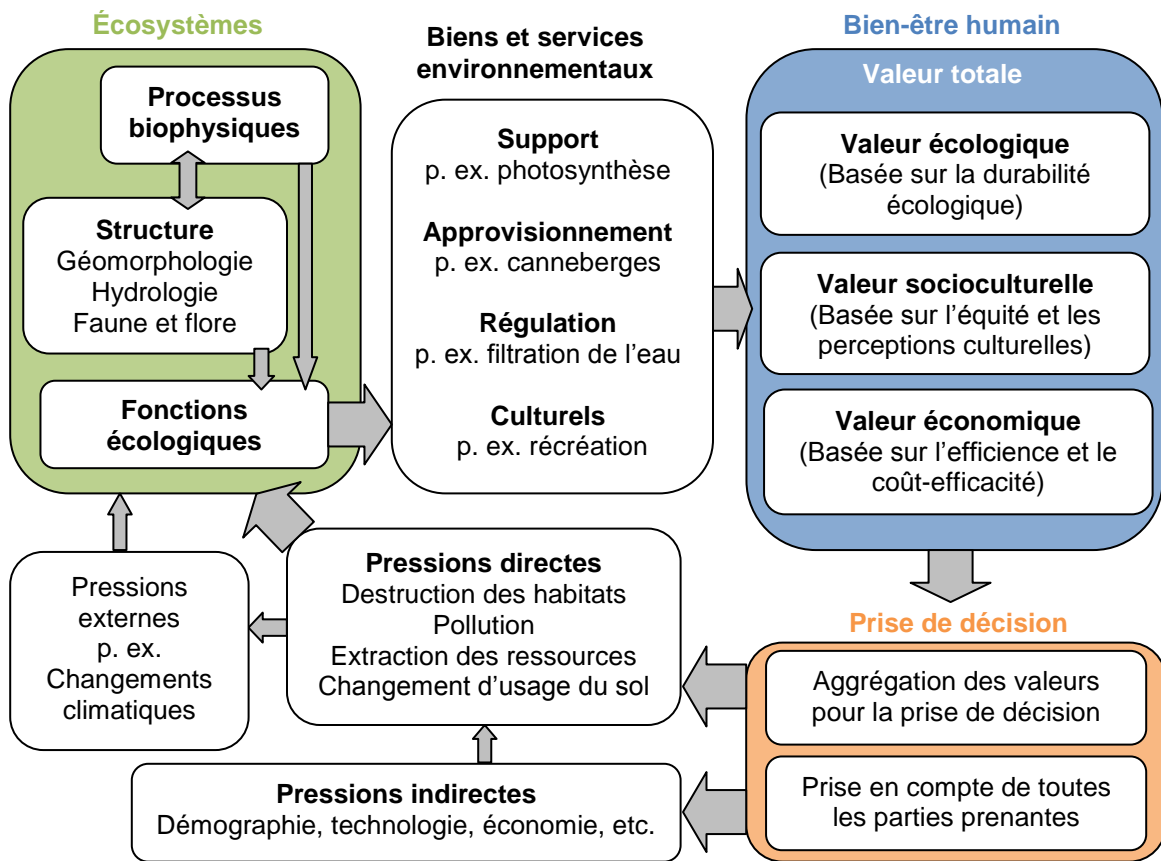
## 5 DISCUSSION ET ANALYSES

Après avoir expliqué les différents concepts à la base du transfert de bénéfices pour l'estimation de la valeur économique des BSE associés aux milieux humides et l'avoir mis en pratique avec une étude de cas, le présent chapitre vise à mettre en perspective les différents éléments importants de l'évaluation économique et du transfert de bénéfices. D'abord, il importe de se questionner sur la nécessité ou non de trouver une valeur et la meilleure façon de le faire dans le cas où c'est souhaitable. En plus de la valeur économique, il est aussi possible d'explorer la valeur socioculturelle de même que la valeur écologique (Gowdy *et al.*, 2010), d'où l'intérêt de discuter ensuite de ces deux autres piliers du développement durable.

### 5.1 Évaluer ou pas?

La première question à se poser est de savoir s'il est nécessaire de chercher une valeur, et, dans un tel cas, de quelle valeur il est question. La réponse à cette question dépend largement du contexte de l'évaluation, mais il importe de garder en tête que l'économie est largement interreliée aux écosystèmes ainsi qu'à la société comme l'illustre la figure 5-1. Ainsi, si c'est la valeur économique qui est d'intérêt, on ne peut prétendre être capable de l'estimer sans d'abord bien connaître les écosystèmes qui fournissent les BSE et les populations qui en bénéficient.

D'abord, il faut mentionner que la valeur totale des écosystèmes est inconnue, mais il est logique de croire qu'elle est infinie, car sans écosystèmes ou avec seulement des écosystèmes très dégradés, aucune vie possible et aucun humain pour lui attribuer une valeur (Gowdy, 1997). Des économistes ont statué, après s'être penchés sur la perte de la biodiversité et les changements climatiques, qu'aucune méthode ne considérant que l'économie ne permet de donner une valeur aux caractéristiques essentielles et non substituables de la nature (Gowdy *et al.*, 2010). Comme le mentionne Gowdy *et al.* (2010), lorsqu'on se préoccupe entre autres d'équité intragénérationnelle, intergénérationnelle et entre espèces, la science économique permet de donner un aperçu de la valeur, mais ne représente au final qu'une petite portion de la valeur totale des écosystèmes.



**Figure 5-1** Cadre conceptuel des liens entre les écosystèmes, le bien-être humain et la prise de décision qui devrait intégrer plusieurs valeurs (inspiré de : de Groot *et al.*, 2002, p. 394, Maltby and Barker, 2009, p. 24 et de Groot *et al.*, 2010, p. 21).

Ainsi, il est important de reconnaître la pluralité des valeurs (Liu *et al.*, 2010) et de trouver des moyens de considérer les différents types de valeur dans les prises de décision. Plusieurs approches, dont les approches économiques résumées au chapitre 2, peuvent être utilisées. En utilisant plusieurs approches selon le contexte ou encore simultanément, il peut être possible de surpasser les limites liées à chacune d'elles (Kumar *et al.*, 2010). De plus, les décideurs devraient tenir compte des limites associées à chaque approche lorsqu'ils interprètent ou utilisent les valeurs qu'elles fournissent (Kumar *et al.*, 2010). Par exemple, l'utilisation de la méthode de transfert de bénéfices devrait être réservée aux contextes où la valeur recherchée n'a pas besoin d'être précise, comme la sensibilisation ou la hiérarchisation des priorités d'actions (Liu *et al.*, 2010). Le contexte est donc primordial et l'évaluation d'un habitat très menacé ou hébergeant des espèces en voie de disparition ne devrait pas se faire en utilisant une telle technique.

## **5.2 Contexte où l'évaluation économique n'est pas préférable**

L'évaluation économique est un outil important qui devrait être utilisé pour évaluer la valeur des BSE des écosystèmes. En effet, Chevassus-au-Louis *et al.* (2009) ont examiné les différentes approches et ils concluent que : « dans le cadre de ses postulats, l'évaluation économique apparaît comme une tentative cohérente de démarche pour analyser les alternatives de choix » (*ibid.*, p. 161). Ils apprécient le fait que l'évaluation en terme monétaire soit un indicateur synthétique qui reflète l'utilité ainsi que la rareté des actifs naturels. Ils mentionnent aussi que : « bien qu'il soulève un ensemble de problèmes, le recours à l'étalon monétaire favorise la mise en équivalence avec l'ensemble des autres choix, notamment dans l'affectation des finances publiques » (*ibid.*, p. 162). Kumar *et al.* (2010) stipulent aussi que l'évaluation économique fournit de l'information utile quant aux changements de bien-être résultant de modifications des écosystèmes si les impacts sont localisés, bien connus et loin de tout seuil écologique. Ainsi, dans les autres contextes où ces trois conditions ne sont pas respectées, d'autres approches non économiques devraient être favorisées.

### **5.2.1 Complexité des systèmes**

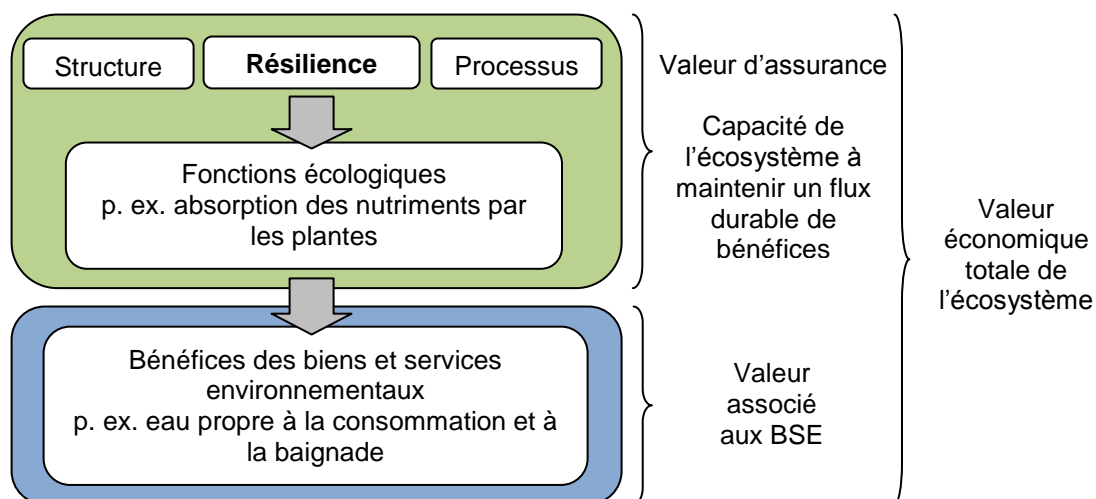
Les écosystèmes naturels sont étonnamment analogues aux systèmes financiers, car ils sont aussi complexes. Limburg *et al.* (2002) en font une démonstration éloquent en traitant des frontières floues du système qui varient selon l'échelle utilisée et des dynamiques complexes où tout est en interaction et où le système peut être déstabilisé vers un état d'équilibre complètement différent. Par exemple, lors de la dernière crise financière, les banques américaines auraient poussé trop loin la création de dettes en conservant une proportion de capital insuffisante (Labaton, 2008). Elles prospéraient jusqu'à un point où tout le système financier américain s'est écroulé et a fait reculer l'économie mondiale, le tout, de manière très abrupte. La même situation pourrait se produire avec un écosystème qui serait dégradé et où la quantité de BSE se réduirait proportionnellement à la dégradation jusqu'à atteindre un seuil où tout bascule et où l'écosystème retrouve un nouvel équilibre, complètement différent. Une fois ce seuil écologique franchi, il est presque impossible de revenir en arrière. Par exemple, après avoir coupé une trop grande proportion d'arbres, une forêt tropicale luxuriante fournissant de nombreux BSE peut se transformer radicalement en prairie (Folke *et al.*, 2004). La prairie est un nouvel état d'équilibre qui fait en sorte qu'elle ne redeviendra pas forêt tropicale naturellement et ne fournira qu'une faible proportion des BSE que fournissait l'écosystème d'origine.

Cet exemple de seuil n'est qu'un exemple de la complexité des écosystèmes naturels, dont plusieurs autres exemples sont aussi décrits dans Elmqvist *et al.* (2010). Dans la nature, les relations sont rarement linéaires et les interactions sont rarement simples, d'où le danger de trop

simplifier les modèles (Limburg *et al.*, 2002; Meindl, 2005) et de ne pas consulter des écologistes dans l'évaluation des BSE comme il sera discuté plus amplement à la section 5.5.

La résilience d'un écosystème est sa capacité à retrouver un état d'équilibre après une perturbation. La résilience dépend de la biodiversité, en particulier de la diversité des groupes fonctionnels d'espèces (p. ex. prédateurs, herbivores, décomposeurs, etc.) (Folke *et al.*, 2004). Cette résilience peut être érodée par les changements environnementaux d'origine anthropique (surexploitation des ressources, pollution, conversion des écosystèmes à d'autres usages, changements climatiques, etc.) et la perte de biodiversité (Elmqvist *et al.*, 2010). Ainsi, les écosystèmes peuvent atteindre, sans signes précurseurs, un seuil écologique où la structure de l'écosystème s'effondre et où la résilience n'est alors plus d'aucune aide, car elle ne permet plus de retrouver l'état originel (Folke *et al.*, 2004).

Cette résilience qui permet aux écosystèmes de perdurer dans le temps a une valeur qui est rarement prise en considération dans les évaluations économiques, surtout dans celles réalisées à l'aide des méthodes de préférences révélées. Évaluer la valeur de la résilience pourrait être comparé à se procurer une assurance que l'écosystème n'atteindra pas le seuil écologique et qu'il continuera donc à fournir des BSE. La figure 5-2 représente la valeur d'assurance par rapport à la valeur des BSE discutées jusqu'à présent. Comme les gens sont généralement peu enclins à courir des risques (Kahneman and Tversky, 1979), cette valeur d'assurance peut revêtir une grande importance.



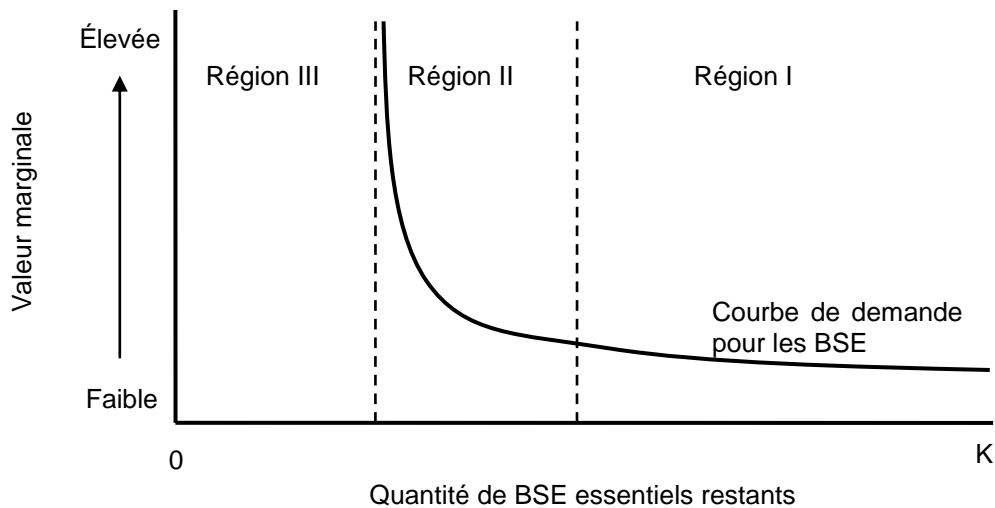
**Figure 5-2** Valeur d'assurance (liée à la résilience de l'écosystème) et de production de BSE d'un écosystème (traduction libre de : Pascual *et al.*, 2010, p. 193)

Bref, les écosystèmes sont complexes et dynamiques, ne varient pas de façon linéaire et peuvent être imprédictibles. Si le système est discontinu comme ce qui semble être le cas à l'approche de seuils écologiques, les postulats de base de l'économie du bien-être ne sont plus valides et l'allocation des ressources n'est donc plus optimale (Mäler, 2000). Les méthodes d'évaluations économiques ne devraient donc pas être utilisées lorsque de grands changements dans la qualité de l'environnement doivent être évalués ou que l'écosystème étudié approche d'un seuil écologique, comme discuté à la section suivante.

### **5.2.2 Seuils écologiques**

D'abord, si l'on souhaite connaître le changement marginal en BSE occasionné par des modifications dans la structure ou les processus de l'écosystème, il importe de bien connaître la forme de la fonction de production écologique. Cette fonction représente la relation biophysique entre les écosystèmes et les BSE qu'ils fournissent, en incluant les nombreuses interactions entre structure, processus biophysiques et fonctions écologiques. Elle comprend donc des données faciles à obtenir (p. ex. liées aux BSE), mais aussi des données difficiles à obtenir et à comprendre (p. ex. liées à l'écosystème). Cette fonction peut avoir des formes très particulières, notamment à l'approche de seuils écologiques. (Elmqvist *et al.*, 2010)

Nos connaissances sur les seuils écologiques devraient être largement améliorées et c'est sur cet aspect que devraient porter les prochaines études avant de tenter d'attribuer une valeur économique aux BSE. En effet, plus on s'approche d'un tel seuil, plus les limites de l'évaluation économique deviennent importantes (Kumar *et al.*, 2010). Si un tel facteur n'est pas pris en compte, les changements drastiques dans l'écosystème peuvent être irréversibles à moins d'investir des sommes extraordinaires pour y remédier. La figure 5-3 illustre qu'on ne devrait pas assumer que la valeur marginale des BSE est constante peu importe la quantité d'un bien ou d'un écosystème, et cela est d'autant plus vrai avec des BSE non substituables ou essentiels à la vie. Ainsi, plus la qualité de l'écosystème s'approche de la valeur seuil où il ne fournit plus les BSE qu'il fournissait, plus la valeur marginale (la valeur de la perte d'une unité supplémentaire) s'accroît exponentiellement.



**Figure 5-3** **Changement de la valeur marginale à l'approche d'un seuil écologique.**  
 La valeur marginale est la valeur d'une unité additionnelle de BSE, K est la capacité de support de l'écosystème. Dans la région I, les écosystèmes sont en santé et résilients, la valeur marginale est peu sensible aux changements de quantité. Dans la région II, l'écosystème est de moins en moins résilient et s'approche d'un seuil écologique duquel il ne pourra pas se rétablir s'il le franchit ce qui pousse les valeurs marginales à augmenter rapidement. Dans la région III, le seuil écologique a été franchi, les valeurs marginales sont pour ainsi dire infinies et la restauration de l'écosystème est essentielle. (traduction libre et adaptation de : Farley, 2008, p. 1405)

Ainsi, l'évaluation économique peut être valide pour de petits changements de la qualité de l'environnement, lorsque la quantité de BSE est encore importante (région 1 de la figure 5-3). Dans les autres conditions, où l'incertitude est élevée ou que l'écosystème peut s'approcher d'un seuil écologique, d'autres approches devraient être utilisées (voir section suivante). Cela devrait être le cas tant que les connaissances sur la dynamique des écosystèmes et les méthodes d'estimation de la valeur d'assurance ou de la valeur de la résilience de l'écosystème ne se sont pas grandement améliorées. (Kumar *et al.*, 2010)

### 5.2.3 Autres approches non économiques

Le but ici n'est pas de faire une revue exhaustive des différentes approches qui existent, mais plutôt de mentionner que les valeurs économiques ne sont pas les seules méthodes possibles. Ainsi, dans les cas mentionnés précédemment où l'évaluation économique n'est pas souhaitable, des approches plus prudentes comme les normes minimales de sécurité et le principe de précaution devraient être employées (Kumar *et al.*, 2010).



Ainsi, il a été suggéré qu'une stratégie d'évaluation des politiques tende à maximiser les bénéfices nets, tout en étant sujette à un critère de précaution, la norme minimale de sécurité. Ce critère pourrait contraindre certaines politiques à partir de principes éthiques ou conséquentialistes, donc de la valeur intrinsèque des écosystèmes, afin d'éviter de dépasser des seuils critiques où l'écosystème bascule (Randall, 1991). Avec cette règle de décision, la protection d'un écosystème est avantageuse tant qu'elle n'entraîne pas de coûts intolérables (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

Chevassus-au-Louis *et al.* (2009) présentent aussi les analyses multicritères, qui ne nécessitent pas de rapporter chaque critère à une métrique commune comme c'est le cas avec les dollars et l'évaluation économique, ainsi que les analyses basées sur des mesures objectives comme l'énergie ou l'empreinte écologique. Quant à l'Environmental Protection Agency (EPA) (2009), ils présentent un grand nombre d'approches économiques et non économiques pour attribuer une valeur aux écosystèmes. Ces approches comprennent notamment des mesures d'attitudes, de préférences et d'intention, des évaluations civiques qui demandent d'établir un rang pour différentes alternatives, ainsi que des méthodes biophysiques qui utilisent la valeur écologique, l'énergie ou l'empreinte écologique pour hiérarchiser différentes alternatives. Ils concluent que même si, à ce jour, c'était surtout la mesure des bénéfices économiques qui était recherchée, les informations tirées des autres valeurs peuvent aussi être utiles dans la prise de décision concernant les écosystèmes (EPA, 2009).

Il est évident que ces autres approches comportent aussi leurs biais et limites. Néanmoins, il pourrait être intéressant de se concentrer sur la quantité et la qualité des écosystèmes qui sont requis pour fournir les BSE nécessaires pour que les gens de la présente et des futures générations vivent dans un certain niveau de bien-être. Ensuite, les moyens économiques devraient être utilisés pour trouver le meilleur moyen de conserver ou de restaurer ce strict minimum. Puis, l'évaluation économique des BSE pourrait être utilisée pour évaluer les projets qui touchent les écosystèmes excédant ce strict minimum, et ce, afin de tenter que ces méthodes ne soient employées que dans la région 1 de la figure 5-3. Cette façon de faire permettrait d'éviter de franchir les seuils et d'éviter de commencer à conserver seulement lorsqu'un écosystème devient rare et que sa valeur augmente, d'autant plus que restaurer un écosystème est énormément plus coûteux que de le conserver alors qu'il est fonctionnel et ne donne souvent que des résultats mitigés (Malakoff, 1998).

### **5.3 Limites de l'évaluation économique des BSE**

Si le contexte permet d'utiliser les méthodes d'évaluation économique des BSE, il importe tout de même d'être conscient des biais et limites qui y sont associés. Bien que ces biais doivent être

considérés dans l'utilisation de ces valeurs pour la prise de décision, il est grandement préférable d'avoir une valeur approximative que de n'avoir aucune valeur et que la valeur de zéro soit considérée (voir section 1.4).

Un des freins à la réalisation des évaluations économiques de BSE est le coût important associé à de telles études considérant la complexité de ce qui est étudié. Néanmoins, lorsque les enjeux sont importants ou que la valeur recherchée doit être précise, il est important de réaliser une étude rigoureuse qui tient compte des aspects écologiques et sociaux, même si le coût de réalisation de l'étude s'en trouve grandement augmentés. Le décideur devrait donc comparer ce coût avec la valeur des pertes qui pourraient être subies dans le cas où une mauvaise décision serait prise.

### **5.3.1 Méthode du transfert de bénéfices et de la méta-analyse**

Chacune des méthodes d'évaluation économique comporte ses propres limites et biais comme il a été présenté au chapitre 2, mais comme le transfert de bénéfices n'est pas une méthode primaire, il comporte des limites particulières (détaillé à la section 3.3). Puisque le transfert de bénéfices dépend des données disponibles dans une ou plusieurs sources primaires, il n'est pas possible d'inclure l'ensemble des variables intéressantes dans le transfert. Ainsi, 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 considérés par le transfert de bénéfices, beaucoup plus général. D'ailleurs, le tableau 2-1 illustre la transférabilité de valeurs associées à différents BSE.

Ainsi, la valeur économique obtenue à l'aide d'un transfert de bénéfices est une valeur générale qui permettrait 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 milieux. Dans ces cas, une étude primaire est plus appropriée. (Baskaran *et al.*, 2010)

D'ailleurs, l'amélioration et la dégradation de la qualité de l'environnement (et de la quantité de BSE) doivent être traitées différemment. En effet, les valeurs de volonté à payer obtenues dans une étude qui évalue une amélioration de la qualité de l'environnement ne peuvent être utilisées pour justifier la dégradation d'un milieu. Les gens ont une aversion aux pertes qui entraîne une valeur plus importante accordée à une perte qu'à un gain équivalent (Gowdy *et al.*, 2010). Les gens aiment mieux ce qu'ils ont à ce qu'ils n'ont pas (Tversky and Kahneman, 1991). Cela se reflète aussi dans la grande différence entre la volonté à payer et la volonté à accepter une contribution

lors de l'évaluation d'un même changement environnemental (Horowitz and McConnell, 2002). La valeur de la compensation nécessaire pour retirer un certain niveau de BSE est donc plus importante que la valeur estimée de ces BSE (Gowdy *et al.*, 2010). Farley (2008) ajoute que la volonté à accepter devrait être une mesure plus appropriée que la VAP si l'on considère que les gens ont des droits sur les BSE dont ils bénéficient.

Comme il a été mentionné à maintes reprises, le site analysé et le site cible doivent être le plus similaires que possible. Ainsi, en réalisant une méta-analyse sur la VAP pour une amélioration de la qualité de l'eau, Johnston and Thomassin (2010) ont trouvé une différence systématique dans les VAP au Canada et aux États-Unis. Ce résultat a été trouvé grâce à une méta-analyse comprenant des études canadiennes et américaines, et ne pouvait donc pas être obtenu en observant les résultats de ces études de manière isolée. Cette étude met en lumière le risque des transferts entre pays qui dans ce cas-ci risquerait de générer des erreurs de généralisation importantes, car les VAP des études canadiennes sont systématiquement inférieures pour un même contexte. (Johnston and Thomassin, 2010)

Le biais de sélection est une autre erreur qui peut avoir un impact majeur sur les valeurs transférées. Il découle du fait que les milieux qui ont une plus grande valeur ont plus de chance d'être évalués (Hoehn, 2006). Les données disponibles comprennent donc une surreprésentation des milieux pour lesquels il y a de l'intérêt. Ainsi, les valeurs obtenues par méta-analyse et donc transférées par la suite sont surestimées par rapport à la valeur moyenne de tous les milieux. Hoehn (2006) propose une méthodologie pour corriger ce biais de sélection dans les méta-analyses.

### **5.3.2 Organisation des BSE et valeur économique totale**

Par rapport au cadre d'analyse appliqué dans les essais de Massicote (2012) et Roux Groleau (2012), dans le cas présent, c'est la valeur totale du milieu telle que trouvée dans une étude déjà publiée qui est transférée plutôt que de transférer la valeur associée à chaque BSE individuellement. Cette façon de faire permet de limiter la possibilité d'effectuer des doubles comptes, car la définition des BSE n'est pas la même dans toutes les études primaires et ils ne sont pas calculés de manière similaire dans chacune.

D'ailleurs, en réalisant une étude primaire, des auteurs suggèrent de classer les BSE de manière à n'évaluer que les produits finaux comme illustré à la figure 1-1, ce qui permet d'éviter le double compte de valeurs au niveau des processus biophysiques, des fonctions écologiques et des BSE (Fisher *et al.*, 2009). Maurel *et al.* (2011) ont d'ailleurs réalisé l'exercice d'organiser les BSE pour

éviter les doubles comptes en agrégeant les valeurs individuelles des BSE. Toutefois, si on souhaite évaluer la valeur économique totale, il faut non seulement évaluer la valeur agrégée de chacun des BSE, mais aussi la valeur d'assurance telle qu'illustré à la figure 5-2. Cette valeur d'assurance correspond à la capacité du système à maintenir la valeur agrégée des BSE malgré la variabilité et les perturbations (Pascual *et al.*, 2010).

Même en évitant les doubles comptes, il reste que certains bénéfices se mesurent plus aisément que d'autres (tableau 2-1). Il importe de bien comprendre les fonctions écologiques qui les soutiennent, la superficie d'un type de milieu est probablement rarement un bon indicateur de la quantité d'un BSE produit bien qu'elle semble être largement utilisée. Les gens ont aussi de la difficulté à percevoir des niveaux différents d'amélioration (biais d'inclusion) et à leur attribuer des valeurs qui diffèrent. Les aspects écologiques et sociaux, qui sont décrits dans des sections ultérieures, doivent donc être considérés dans toute évaluation économique.

### **5.3.3 Pertinence de l'extrapolation**

Ayant une valeur en main, on peut se demander jusqu'où l'extrapolation est possible ou pertinente. Dans la présente méta-analyse, une valeur uniforme a été appliquée à tous les types de milieux humides (marais, marécage, tourbière, etc.) bien que la fourniture de BSE varie en fonction des caractéristiques propres à chaque type. Aurait-il été plus pertinent de transférer une valeur à chaque milieu puis de l'agréger? Tout dépend du contexte de l'évaluation, il importe toujours de bien prendre le temps d'analyser l'utilisation qui sera faite des données obtenues et de bien comprendre l'ensemble du système étudié et des interactions entre économie, écosystèmes et société. Dans le cas présent, comme la valeur requise ne se devait pas d'être très précise ni spécifique à un milieu, une méthodologie moins stricte et plus simple nous semblait suffisante.

Les valeurs économiques par hectare qui ont été trouvées grâce aux transferts de bénéfices représentent des valeurs moyennes plausibles pour des milieux humides des bassins versants étudiés. Il faut cependant garder à l'esprit que la valeur économique des BSE de chaque milieu humide peut varier grandement à l'intérieur du bassin versant. En effet, la valeur de chaque milieu humide dépend de sa position hydrogéomorphologique dans le bassin versant (niveau de relation hydrologique et biologique avec les autres écosystèmes) et de la localisation des noyaux de populations qui bénéficient de ses BSE (Mitsch and Gosselink, 2000). Les BSE qu'il génère risquent aussi de différer si le milieu humide est en amont ou en aval du bassin versant, riverain ou isolé et s'il est grand ou petit (*ibid.*). Ainsi, les valeurs moyennes pourraient être transférées à des milieux humides d'autres BV québécois en respectant les conditions déjà mentionnées pourvu que des valeurs précises ou spécifiques à un milieu humide ne soient pas requises.

Toutefois, les valeurs économiques par hectare estimées ne pourraient pas s'appliquer à d'autres types de milieux naturels comme des forêts ou des rivières par exemple. La dynamique dans chaque écosystème est différente, les fonctions écologiques et donc les BSE changent grandement d'un milieu à l'autre. La rareté de ces différents milieux peut aussi varier. Ainsi, la valeur économique par hectare peut différer notablement d'un milieu à l'autre comme l'ont calculé plusieurs auteurs à l'aide de transferts de bénéfices sur de grands territoires (p. ex. Costanza *et al.*, 1997; Troy and Bagstad, 2009).

En plus de n'être valables que pour le milieu étudié, les valeurs obtenues sont aussi statiques. Donc, la valeur trouvée à un moment n'est simplement qu'ajustée à PPA dans le futur même si l'écosystème est dynamique et qu'il change rapidement, de même que la quantité de BSE qu'il nous fournit. On peut donc se questionner sur la durée pendant laquelle les valeurs estimées demeurent valides ou plausibles. En plus du milieu naturel qui change, le contexte culturel et socio-économique peut aussi changer, affectant du même coup les préférences de la population et l'utilité qu'elle tire des BSE. Si le nombre ou la qualité des milieux décroissent dans le temps, la valeur des milieux restants devrait nécessairement s'accroître, mais cette augmentation n'est pas forcément linéaire.

#### **5.4 Inclusion de l'aspect social à l'évaluation**

Avant d'aborder les différents aspects de la sphère sociale qu'il importe d'intégrer à toute évaluation économique, il est important de rappeler que les BSE ont une valeur économique dans la mesure où ils procurent des bénéfices aux êtres humains. Pour calculer cette valeur, il est donc primordial de tenir compte des humains, d'autant plus que c'est le bien-être de la société qu'on cherche à maximiser. Le problème est de savoir de quels êtres humains on doit tenir compte. La réponse semble simple et pourrait se résumer à tous les humains qui tirent des bénéfices des BSE évalués puisque c'est ce qu'on mesure. En pratique, c'est très loin d'être aussi facile en raison des différentes questions que doit se poser l'analyste qui réalise un transfert de bénéfices. Quelques-unes de ces questions sont exposées dans cette section.

##### **5.4.1 Jusqu'où s'étend géographiquement la population concernée?**

En théorie, afin d'avoir la réponse la plus juste possible, il faudrait demander à tous les humains de la Terre les bénéfices qu'ils tirent des BSE à évaluer. Bien entendu, pour la majorité d'entre eux, les bénéfices seraient nuls ou presque nuls, surtout si ce qui est évalué n'est que quelques BSE des milieux humides d'un petit bassin versant comme celui de la Yamaska. Par contre, il est évident que des gens à l'extérieur du bassin versant en question auront aussi une certaine VAP pour

quelques BSE. Par exemple, les gens qui habitent les berges du lac Saint-Pierre, situé en aval de l'embouchure de la rivière Yamaska, pourraient accorder une valeur à une eau de meilleure qualité. De même, des touristes qui pourraient se déplacer de l'étranger pour venir pêcher dans le lac Saint-Pierre auraient une certaine volonté à payer pour une abondance supérieure de poisson qu'elle soit due à une eau plus propre ou à des habitats de reproduction dans le BV en question. Ainsi, il est important de comprendre que pour chaque BSE, la population à sonder pourrait changer en fonction des interactions entre écosystèmes et bénéficiaires de chaque service (Elmqvist *et al.*, 2010). Ceci est d'autant plus important pour les BSE qui ont un impact global comme la réduction des gaz à effet de serre.

De plus, lorsque les valeurs de non-usage sont aussi incluses, la population concernée s'agrandit énormément, car ce ne sont plus seulement les gens qui bénéficient directement des BSE qui leur attribuent une valeur. La valeur obtenue peut alors changer complètement, car c'est l'agrégation des valeurs individuelles de tous les gens concernés qui permet d'obtenir la valeur économique totale. D'ailleurs, Maurel *et al.* (2011) font de l'identification des populations concernées un enjeu majeur en insistant sur les aspects de « distance au bien étudié, d'analyse spatialisée, de substitution entre sites » (Maurel *et al.*, 2011, p. 23).

D'ailleurs, Pate and Loomis (1997) ont étudié ces aspects avec différents programmes de conservation des milieux humides, de contrôle de la pollution et de rétablissement du saumon dans la vallée de San Joaquin en Californie en sondant la volonté à payer des gens de la région concernée, de la Californie et de différents autres états américains. Pour les deux premiers programmes, ils ont trouvé une VAP décroissante avec la distance, alors que pour le rétablissement du saumon, la VAP était similaire pour tous. Ils ont aussi observé que dans les régions où le nombre de milieux humides était important, la VAP pour les deux premiers programmes était plus faible. Cela renforce la nécessité d'évaluer la quantité de biens substitués. Afin de mieux saisir les implications de la VAP et de la distance, Ghermandi *et al.* (2010) suggèrent de réaliser une méta-analyse de la valeur d'usage et de non-usage selon la distance avec le site.

#### **5.4.2 Les populations des générations futures doivent-elles être considérées?**

Les écosystèmes détruits aujourd'hui seront toujours détruits demain. Comment alors déterminer la quantité et la qualité des écosystèmes qu'il faut conserver pour les générations futures alors qu'on ne connaît rien des besoins, des valeurs et de l'économie de cette époque future (Gowdy *et al.*, 2010)? Le futur est souvent considéré à travers divers taux d'escompte qu'abordent en détail Gowdy *et al.* (2010). Ces taux d'escompte peuvent faire en sorte qu'on conserve beaucoup moins dans le présent que ce qui devrait être conservé. Afin de déterminer ce taux d'escompte, une idée

théorique intéressante serait de placer une personne derrière le voile d'ignorance de Rawls faisant en sorte que la personne ne sait pas quand dans le futur elle naîtra et de lui demander de choisir ce taux (Gowdy *et al.*, 2010). Gowdy *et al.* (2010) concluent que la génération actuelle doit éthiquement reconstruire l'héritage qu'il laissera aux générations futures, car elle a prospéré en dépensant plus que son dû en terme de ressources des écosystèmes.

Une autre approche se base davantage sur les droits et est particulièrement appropriée pour les changements affectant les générations futures (Howarth, 2007). La question qui se pose est de savoir si les générations futures ont le droit d'avoir accès aux mêmes BSE que la génération actuelle (Gowdy *et al.*, 2010). Plutôt que de se demander combien de BSE ou d'écosystème on souhaite leur laisser, il faudrait se demander ce qu'on veut leur laisser par rapport aux besoins biologiques de base de l'espèce humaine (*ibid.*).

#### **5.4.3 Les gens ont-ils toute l'information pour bien évaluer la valeur que représentent pour eux les BSE?**

Même en sachant bien à qui demander la VAP qu'ils ont pour certains BSE, la valeur qu'ils fourniront peut être biaisée, car ils pourraient manquer d'information pour donner une valeur qui reflète réellement l'utilité qu'ils retirent des BSE étudiés. Ainsi, lorsque différents scénarios sont présentés, les gens accordent souvent sensiblement la même valeur à différents programmes qu'ils conservent 10 ha ou 1000 ha parce qu'ils ne saisissent pas vraiment les impacts que ça peut avoir sur eux (biais d'inclusion). Établir une valeur financière pour un changement dans les BSE serait d'ailleurs une tâche ardue cognitivement et pour laquelle les gens tendent à utiliser des règles de jugement heuristiques (Brondizio *et al.*, 2010). Plus les choix qui sont offerts aux répondants s'éloignent de leurs soucis quotidiens et sont difficiles à comprendre, plus les valeurs obtenues seront difficiles à interpréter (Kumar *et al.*, 2010). D'ailleurs, l'incertitude associée avec les VAP est inversement reliée avec les connaissances et l'expérience sur les BSE à évaluer (*ibid.*).

Bref, la force de l'évaluation économique est qu'elle est basée sur les préférences des gens. Cela permet de « constituer un lien entre les principes de la démocratie (chaque voix compte) et une base critique (le poids de chaque voix est lié au revenu) » (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, p. 162). Toutefois, cette force est obscurcie par le fait que les préférences déclarées se fondent souvent sur des informations incomplètes et parfois biaisées. (*ibid.*).

#### **5.4.4 Constatations**

Pour résumer, l'inclusion de l'aspect social à l'évaluation économique n'est pas seulement souhaitable, il est essentiel. Plusieurs questions doivent se poser et les réponses peuvent modifier

grandement la valeur économique obtenue. Plusieurs défis demeurent notamment quant à l'agrégation des valeurs et à l'équité intragénérationnelle et intergénérationnelle. Les grandes différences culturelles entre les peuples, mais aussi entre les riches et les pauvres d'un même peuple doivent être considérées (Gowdy *et al.*, 2010). Comme il a été mentionné (voir section 5.1), certaines valeurs socioculturelles ne peuvent se refléter dans la valeur économique et doivent alors être considérées par d'autres approches dans la prise de décision, surtout dans les cas où les BSE sont essentiels à l'identité ou l'existence d'un peuple (Brondizio *et al.*, 2010). Il a aussi été proposé que la valeur d'un écosystème qui contribue au bien-être collectif puisse être supérieure à la somme des valeurs individuelles, ce qui est contraire aux postulats de l'économie classique (David *et al.*, 2007).

En plus d'utiliser l'information provenant des populations, les évaluations économiques devraient servir en retour à sensibiliser cette même population quant aux impacts qu'ont ses activités sur les écosystèmes et les BSE qu'ils lui fournissent (Brondizio *et al.*, 2010). Cela devrait permettre aux gens de se rapprocher de la nature et de repenser leur relation avec elle, influençant ainsi leurs choix et leurs habitudes (Kumar *et al.*, 2010).

## **5.5 Inclusion de l'aspect écologique à l'évaluation**

En plus, de la sphère sociale, la sphère écologique n'est pas non plus à négliger, car après tout, ce sont les biens et services fournis par notre environnement biologique qui sont évalués. C'est pourquoi plusieurs aspects écologiques ont déjà été abordés tout au long de la discussion. Ainsi, il est mentionné à la section 5.2.1 que les écosystèmes sont extrêmement complexes et dynamiques, et que notre compréhension des interactions entre toutes ses composantes est très imparfaite. Les seuils écologiques, les événements imprévisibles, les réactions en cascades (voir section 5.2.2) sont aussi des concepts bien connus des écologistes qui font ressortir les dangers de la simplification des systèmes.

### **5.5.1 Indicateurs écologiques**

En plus des différents aspects déjà abordés, les écologistes peuvent aussi aider dans la prise en considération de plusieurs concepts clés en écologie. Par exemple, lors d'évaluations économiques, l'indicateur utilisé pour quantifier les BSE est souvent la superficie de l'écosystème (Nelson *et al.*, 2009). Toutefois, la superficie occupée par un écosystème n'est pas nécessairement proportionnelle à la quantité de BSE qu'il fournit (Naidoo *et al.*, 2008). Par exemple, pour la gestion des eaux de crues, un milieu en bordure d'un cours d'eau sera plus efficace qu'un milieu isolé surtout s'il est en amont des habitations. La qualité de cet écosystème devrait aussi être considérée (Brander *et al.*, 2012). C'est à l'écologiste à évaluer cette qualité à l'aide d'indicateurs qui peuvent

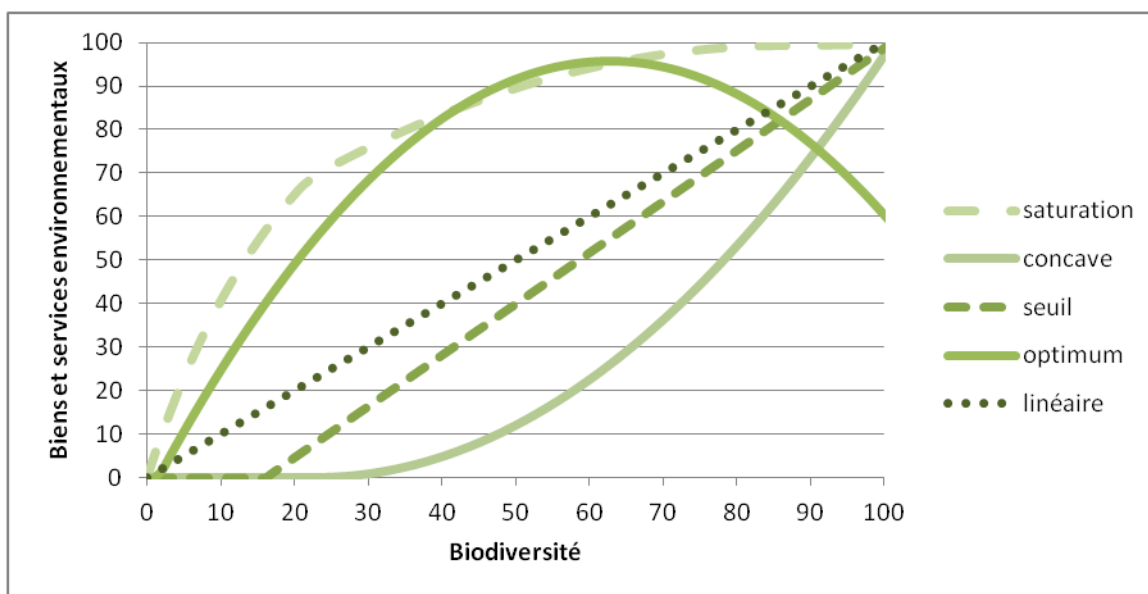


varier pour chaque BSE et qui peuvent refléter ce qu'on retrouve dans ou autour du milieu humide. En effet, ce ne sont pas les mêmes caractéristiques du milieu qui permettent d'évaluer la régulation des crues et la chasse à la sauvagine par exemple. De plus, lorsque la superficie d'un écosystème diminue, il peut atteindre un seuil écologique où la valeur peut alors chuter drastiquement (voir section 5.2.2).

Les indicateurs développés par les écologistes devraient aussi permettre d'aider les économistes à informer les répondants lors des études de préférences déclarées. En effet, l'information fournie dans les questionnaires ne reflète généralement pas l'état actuel des connaissances des écologistes. En réussissant à bien intégrer ces connaissances dans les questionnaires, on peut s'attendre à ce que les répondants comprennent mieux le contexte de l'évaluation et soient donc en mesure d'attribuer des valeurs plus précises (voir section 5.4.3). (Johnston *et al.*, 2011)

### **5.5.2 Organisation des BSE**

Comme il est mentionné à la section 1.1.2, l'organisation des BSE devrait être adaptée au contexte de chaque étude afin de bien refléter la réalité. Pour arriver à organiser les BSE, les économistes devraient travailler avec les écologistes pour comprendre les interactions complexes qui existent entre structure et processus biophysiques, fonctions écologiques et BSE (Limburg *et al.*, 2002). La majorité des études ne se concentrent que sur quelques-uns des BSE et rarement sur l'ensemble de ceux-ci (Elmqvist *et al.*, 2010). En effet, tenter d'évaluer tous les BSE complexifie grandement l'analyse, car plusieurs BSE sont interconnectés et il peut être difficile d'éviter les doubles comptes. Néanmoins, il semble y avoir un consensus dans la littérature qu'il y a une relation directe entre la biodiversité et les BSE fournis dans un écosystème (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). D'ailleurs, Nelson *et al.* (2009) ont trouvé que plusieurs BSE sont fournis en plus grande quantité dans les endroits importants pour la conservation de la biodiversité. Bien qu'il y ait un lien entre la biodiversité et les BSE, cette relation peut prendre différentes formes telles qu'illustrées à la figure 5-4. Ainsi, la relation n'est pas nécessairement linéaire, les relations linéaires étant d'ailleurs rarement la règle en écologie.



**Figure 5-4** Les différents types de liens possibles entre la variation de la biodiversité et la variation des BSE (inspiré de : Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, p. 127).

### 5.5.3 Échelle de l'analyse

Un concept abordé à la section 5.2.1, les frontières floues des systèmes selon l'échelle d'analyse, mérite une attention supplémentaire. En effet, selon l'échelle de l'analyse, la population potentiellement concernée, mais aussi les BSE fournis changent. Mitsch and Gosselink (2000) différencient les BSE offerts par les milieux humides à trois différentes échelles écologiques, la population (local), l'écosystème (régional) et la biosphère (global). Quant à l'EPA (2009), ils représentent les fonctions écologiques se déroulant au niveau : de l'individu, de la dynamique de population, de la communauté, de l'écosystème et global. La valeur estimée risque donc de changer selon l'échelle d'analyse, car elle profite à un plus grand nombre de personnes et comprend un plus grand nombre de services en passant à un niveau supérieur (Mitsch and Gosselink, 2000). Par exemple, à l'échelle des populations ce sont surtout les services d'approvisionnement qui sont générés, à l'échelle de l'écosystème, ce sont des BSE comme la régulation des débits d'eau et la filtration de l'eau tandis qu'à l'échelle de la biosphère, ce sont davantage les grands cycles comme le cycle du carbone qui régule le climat mondial (*ibid.*). Toutefois, évaluer les changements dans les BSE à une telle échelle est complexifié par le fait que la qualité et la quantité des substituts de chaque site changent aussi ce qui peut rendre l'évaluation économique non souhaitable, car les changements sont trop importants (Brander *et al.*, 2012).

### 5.5.4 Constatations

Considérant les nombreux pièges qui attendent les économistes, de nombreux auteurs ont fait ressortir l'urgence de la collaboration entre les différents experts concernés, qu'ils soient

économistes, écologistes, hydrogéologues, sociologues, psychologues, etc. (p. ex. Dasgupta, 2008; EPA, 2009; Maurel *et al.*, 2009; Kumar *et al.*, 2010). D'ailleurs, Dasgupta (2008) estime que de nombreuses avancées récentes en économie sont le fruit de la collaboration entre écologistes et économistes, notamment en ce qui a trait à la non-linéarité des processus écologiques. Autant les économistes doivent saisir la complexité des écosystèmes et l'intégrer dans leurs approches, autant les écologistes doivent adapter leurs outils et indicateurs pour qu'ils soient utilisables pour l'évaluation économique (EPA, 2009; Kumar *et al.*, 2010).

## 5.6 Recommandations

Après avoir réalisé plusieurs transferts de bénéfices pour les deux bassins versants de l'étude de cas et parcouru la littérature pertinente sur l'évaluation économique des BSE, notamment associés aux milieux humides, plusieurs recommandations émergent naturellement. Ces recommandations sont inspirées des constatations qui ont été faites tout au long de l'essai et du dernier chapitre du document *Ecological and Economic Foundations* du TEEB qui émettent un grand nombre de recommandations pour mieux évaluer la valeur des écosystèmes (Kumar *et al.*, 2010) :

- Les prises de décision concernant les écosystèmes naturels devraient considérer plusieurs types de valeurs et donc employer aussi des approches non économiques.
- La complexité des écosystèmes devrait être intégrée dans les analyses de la valeur ou au moins comprise par les économistes et les décideurs afin que la gestion des écosystèmes vise le maintien de la résilience (et de la valeur d'assurance) et évite de traverser des seuils écologiques non désirés.
- L'évaluation économique des BSE ne devrait être réalisée que pour évaluer les conséquences de changements des écosystèmes affectant le bien-être de la société, si les impacts de ces changements sont bien documentés, sont localisés dans l'espace et dans le temps, et ne sont pas dans une situation où l'écosystème s'approche d'un seuil écologique.
- L'évaluation économique devrait intégrer l'ensemble des BSE affectés par les scénarios de modification de l'écosystème étudié, mais en portant une attention particulière à leur organisation afin d'éviter les doubles comptes.
- L'évaluation économique devrait être réalisée à une échelle spatiale et temporelle pertinente pour la prise de décision, reconnaissant que les valeurs dépendent du contexte et sont anthropocentriques ainsi que statiques dans le temps.
- Les décideurs devraient interpréter les valeurs économiques en reconnaissant les limites, les biais et les incertitudes associées aux connaissances actuelles et aux méthodes d'estimation des valeurs utilisées.

- Les analystes qui réalisent les évaluations primaires devraient fournir le plus d'information possible et reconnaître les obstacles rencontrés afin de permettre un transfert de bénéfices plus facile et plus précis à partir de ces études par la suite.
- Considérant que la validité des transferts de bénéfices dépend du jugement de l'analyste, des données disponibles et de l'objectif de l'étude, les analystes devraient comparer les avantages d'utiliser le transfert de bénéfices (économie de temps et d'argent) avec les risques de mal évaluer la valeur économique et de prendre des décisions coûteuses ou défavorables pour la société (Baskaran *et al.*, 2010).
- Une étude primaire (méthodes basées sur le marché réel, sur les coûts ou sur les marchés fictifs) devrait être réalisée dans les situations où une valeur précise est recherchée ou encore que les enjeux sont importants, le transfert de bénéfices n'étant pas une méthode appropriée dans ces contextes.
- Comme les humains et les écosystèmes sont interdépendants, la valeur économique des BSE devrait tenir compte de la volonté à payer des gens concernés, qu'ils soient situés près ou loin du site étudié, dans le présent comme dans le futur, pourvu qu'ils soient bien informés sur l'impact des changements proposés sur leur niveau de bien-être.
- Les économistes devraient travailler en étroite collaboration avec les écologistes afin de bien intégrer les concepts inhérents à la complexité des écosystèmes dans l'évaluation économique. De même, les écologistes devraient chercher à adapter les résultats de leurs recherches (établissement des seuils écologiques, relations entre biodiversité et BSE, etc.) afin qu'ils soient utilisables par les économistes.
- Finalement, les décideurs devraient incorporer les valeurs des écosystèmes dans leurs prises de décisions et mettre en place des mécanismes comme le retrait des subventions encourageant la destruction des écosystèmes, la mise en place de paiements ou d'allègements fiscaux pour le maintien des BSE, etc. (TEEB, 2010).

## CONCLUSION

Il y a un consensus dans la communauté scientifique que les écosystèmes naturels sont détruits et sont dégradés par les activités anthropiques à un rythme qui n'est pas durable (MEA, 2005a). Cette perte des écosystèmes se traduit inévitablement par une perte de biens et services environnementaux qui contribuent pourtant au bien-être des populations humaines de manière importante. Parmi les différents milieux naturels composant la biosphère, les écosystèmes de milieux humides sont ceux qui sont les plus touchés et il ne subsiste à plusieurs endroits qu'une faible proportion des milieux présents au début du siècle passé (MEA, 2005b). La situation au Québec n'est pas différente dans les basses terres du Saint-Laurent. Pourtant, les milieux humides fournissent de nombreux BSE, ce qui leur confère généralement une valeur économique plus importante que les autres écosystèmes lorsque la valeur non marchande des BSE est considérée.

L'estimation de cette valeur économique permettrait d'ailleurs de sensibiliser la population de même que les décideurs à l'importance de protéger les milieux naturels d'où l'intérêt de l'évaluation économique des BSE. La revue de littérature a montré que les méthodes permettant d'estimer cette valeur économique sont nombreuses, chacune ayant plusieurs avantages comme plusieurs faiblesses. Les différents types de valeur de même que les différents BSE ne sont pas mesurables avec l'ensemble des méthodes, d'où l'importance de bien connaître les forces et les limites de chacune et de recourir à plusieurs méthodes au besoin. La méthode du transfert de bénéfices est largement employée, car elle est plus simple, plus rapide et moins coûteuse que les méthodes primaires. Plusieurs variantes de complexité différente existent et le choix de l'une d'elles dépend du contexte de l'évaluation. Comme il a été réalisé dans l'étude de cas, le transfert de bénéfices permet d'estimer une valeur plausible des BSE lors de changements anticipés dans la qualité de l'environnement. Des valeurs plausibles auraient été trouvées puisqu'il y a une convergence dans les valeurs économiques estimées avec différentes variantes de la méthode. Comme ce qui est suggéré dans la littérature, les variantes avec ajustement semblent plus précises que celles sans ajustement. Toutefois, même en ayant un bon souci du détail et de la rigueur, les choix que fait l'analyste lors du transfert ont un impact considérable sur la valeur estimée (p. ex. en raison de la taille de la population ciblée ou des caractéristiques ajustées). Il est ainsi nécessaire de reconnaître les nombreuses limites (p. ex. biais de sélection, disponibilité d'études primaires fiables, etc.) de cette méthode secondaire lors de son utilisation. Le transfert de bénéfices ne serait pas souhaitable si des estimations précises sont nécessaires. Dans un tel cas, une étude primaire serait nécessaire.

D'ailleurs, une estimation précise ne peut que très difficilement être réalisée, car les écosystèmes sont très complexes, plusieurs concepts écologiques (interactions entre les différentes

composantes, échelle de l'étude, seuils écologiques, etc.) compliquant la donne. De plus, la population à considérer peut être très difficile à cerner et peut changer pour chaque BSE évalué. Or, la valeur économique devrait considérer l'ensemble des BSE affectés par une politique et pas seulement certains d'entre eux comme il a été fait dans cette étude de cas. De plus, la façon de réaliser l'évaluation dépend très largement du contexte de l'étude. Une valeur économique ne devrait être recherchée que lorsque des changements peu importants, localisés dans l'espace et le temps et dont la dynamique est bien comprise doivent être évalués. Ainsi, il est primordial que les économistes travaillent en synergie avec les écologistes et les sociologues, entre autres, afin de mieux comprendre la complexité et les dynamiques en œuvre.

Dans les cas où des changements importants ou globaux sont prévus, il est dangereux d'utiliser l'évaluation économique, car l'écosystème pourrait traverser un seuil écologique et perdre de manière brusque et imprévisible une quantité importante des BSE fournis, sans retour en arrière possible. D'ailleurs, la valeur économique ne devrait pas être le seul type de valeur considérée dans la prise de décision, car elle ne permet pas vraiment d'évaluer l'ensemble des valeurs (p. ex. la valeur de la résilience). Ainsi, il faudrait que la valeur écologique et la valeur socioculturelle fassent aussi partie de l'équation.

Bref, dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques où la résilience des écosystèmes naturels et des populations seront mises à rude épreuve dans le futur, il faut trouver un moyen de conserver les précieux BSE que les écosystèmes nous fournissent gratuitement. L'évaluation économique est un des moyens qui pourrait permettre de considérer ces BSE lors des prises de décision, mais il est essentiel de demeurer prudent, car l'évaluation a ses faiblesses et elle doit tenir compte du contexte dans lequel elle s'inscrit en plus d'être issue d'une multidisciplinarité incluant toutes les sphères concernées. Finalement, comme le souligne Gieseke (2012), nous devrions quitter le paradigme où l'économie justifie la dégradation de l'environnement pour passer au paradigme où l'économie est un outil permettant d'améliorer notre environnement. C'est en réunissant les objectifs économiques, écologiques et sociaux que nous devrions y arriver et ainsi réussir à gérer nos milieux naturels de manière réellement durable pour la société et les générations futures.

## RÉFÉRENCES

- Barbier, E.B., Acreman, M. and Knowler, D. (1997). Economic valuation of wetlands - A guide for policy makers and planners. In Ramsar. *The RAMSAR Convention on Wetlands*. [http://www.ramsar.org/pdf/lib/lib\\_valuation\\_e.pdf](http://www.ramsar.org/pdf/lib/lib_valuation_e.pdf) (Page consultée le 19 septembre 2012).
- Baskaran, R., Cullen, R. and Colombo, S. (2010). Testing different types of benefit transfer in valuation of ecosystem services: New Zealand winegrowing case studies. *Ecological Economics*, vol. 69, n° 5, p. 1010-1022.
- Bourassa, Y. (2012). Conférence de Yves Bourassa. Communication orale. *Présentation dans le cadre du cours ENV 792: Valeurs des écosystèmes et leur gestion*, février, Sherbrooke.
- Brander, L.M., Bräuer, I., Gerdes, H., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Navrud, S., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Vos, H. and 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. and 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.
- Brondizio, E.S., Gatzweiler, F.W., Zografos, C. and Kumar, M. (2010). Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 149-182). Washington, USA, Earthscan.
- Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: State of the art and future prospects. *Ecological Economics*, vol. 32, n° 1, p. 137-152.
- Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. and Turner, R.K. (1999). A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change*, vol. 1, n° 1, p. 47-57.
- Bureau de la traduction (2012). Fiche terminologique "Marginal". In Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. *TERMIUM Plus*. [http://www.btb.termiumplus.gc.ca/tpv2alpha/alpha-fra.html?lang=fra&i=&index=alt&\\_\\_index=alt&srchtxt=marginal&comencsrch.x=0&comencsrch.y=0&comencsrch=Lancer](http://www.btb.termiumplus.gc.ca/tpv2alpha/alpha-fra.html?lang=fra&i=&index=alt&__index=alt&srchtxt=marginal&comencsrch.x=0&comencsrch.y=0&comencsrch=Lancer) (Page consultée le 19 décembre 2012).
- Center for International Comparisons of Production, Income and Prices (2012). PWT 7.1. In University of Pennsylvania. *Center for International Comparisons of Production, Income and Prices*. [https://pwt.sas.upenn.edu/php\\_site/pwt71/pwt71\\_form.php](https://pwt.sas.upenn.edu/php_site/pwt71/pwt71_form.php) (Page consultée le 7 novembre 2012).
- Chevassus-au-Louis, B., Bielsa, S., Martin, G., Pujol, J.L., Richard, D. et Salles, J.M. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique. In Centre d'analyse stratégique. *Centre d'analyse stratégique*. <http://www.strategie.gouv.fr/content/rapport-biodiversite-%C2%AB-%E2%80%99approche-economique-de-la-biodiversite-et-des-services-lies-aux-eco> (Page consultée le 19 octobre 2012).

- CIC (2006). Portrait des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la région administrative de la Montérégie. In CIC. *Canards Illimités Canada | La société de conservation*. <http://www.canards.ca/province/qc/plansreg/pdf/r16txtv1.pdf> (Page consultée le 17 novembre 2012).
- COGEBY (2010). Portrait du bassin versant de la rivière Yamaska, version 2007, mise à jour, juin 2010. In OBV Yamaska. *OBV Yamaska | Organisme de bassin versant de la Yamaska*. <http://www.obv-yamaska.qc.ca/analyse-du-bassin-versant> (Page consultée le 18 novembre 2012).
- Cortus, B.G., Jeffrey, S.R., Unterschultz, J.R. and Boxall, P.C. (2011). The Economics of Wetland Drainage and Retention in Saskatchewan. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, vol. 59, n° 1, p. 109-126.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, vol. 387, n° 6630, p. 253-260.
- Costanza, R., Farber, S.C. and Maxwell, J. (1989). Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics*, vol. 1, n° 4, p. 335-361.
- Creel, M. and Loomis, J. (1992). Recreation value of water to wetlands in the San Joaquin Valley: linked multinomial logit and count data trip frequency models. *Water Resources Research*, vol. 28, n° 10, p. 2597-2606.
- Dasgupta, P. (2008). Nature in Economics. *Environmental and Resource Economics*, vol. 39, n° 1, p. 1-7.
- David, G., Herrenschildt, J.B. et Mirault, E. (2007). Valeurs sociale et économique des récifs coralliens du Pacifique insulaire, Eléments méthodologiques. In CRISP. *InitiativeS Corail pour le Pacifique*. [http://www.crisponline.info/Portals/1/PDF/C1A4\\_Manuel\\_socio\\_FR.pdf](http://www.crisponline.info/Portals/1/PDF/C1A4_Manuel_socio_FR.pdf) (Page consultée le 15 septembre 2012).
- de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, A., Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R. and Ring, I. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 9-40). Washington, USA, Earthscan.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A. and Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 393-408.
- Dupras, J., Revéret, J.P., He, J., Boyer, J.P. et Crabbé, P. (2013). *Guide méthodologique pour l'évaluation économique des biens et services non marchands dans un contexte d'augmentation de la capacité de prendre des décisions d'adaptation*. Ouranos. (sous presse).
- Eastern Charlotte Waterways Inc., ACAP Saint John Inc. and St. Croix Estuary Project Inc. (1993). Guide d'évaluation des ressources. In Environnement Canada. *Environnement Canada*.



[http://www.ec.gc.ca/Publications/280DCE88-97EF-4111-BC61-4310B631E88D/resourceguidebook\\_f.pdf](http://www.ec.gc.ca/Publications/280DCE88-97EF-4111-BC61-4310B631E88D/resourceguidebook_f.pdf) (Page consultée le 19 septembre 2012).

- Edwards-Jones, G., Davies, B. and Hussain, S. (2000). *Ecological economics: an introduction*. Malden, MA, Blackwell Science, 266 p.
- Elmqvist, T., Maltby, E., Barker, T., Mortimer, M., Perrings, C., Aronson, J., De Groot, R., Fitter, A., Mace, G., Norberg, J., Sousa Pinto, I. and Ring, I. (2010). Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 41-111). Washington, USA, Earthscan.
- EPA (2009). Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. A Report of the EPA Science Advisory Board. In US EPA. *EPA Science Advisory Board*. [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/\\$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf) (Page consultée le 29 novembre 2012).
- Farber, S., Troy, A., Warren, P., Wilson, M., Costanza, R., Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J. and Pincetl, S. (2006). Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience*, vol. 56, n° 2, p. 121-133.
- Farley, J. (2008). The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology*, vol. 22, n° 6, p. 1399-1408.
- Fisher, B., Turner, R.K. and Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, p. 643-653.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. and Holling, C.S. (2004). Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, n° 1, p. 557-581.
- 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.
- Ghermandi, A., Van Den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., De Groot, H.L.F. and 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.
- Gieseke, T. (2012). Symbiotic demand—A new mechanism to reward sustainable farms' ecosystem services. In Institute for Advanced Development Studies. *Institute for Advanced Development Studies*. <http://inesad.edu.bo/developmentroast/2012/11/guest-roast-symbiotic-demand-a-groundbreaking-mechanism-to-reward-sustainable-farms-ecosystem-services/> (Page consultée le 12 décembre 2012).
- Gowdy, J., Howarth, R.B. and Tisdell, C. (2010). Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 257-284). Washington, USA, Earthscan.
- Gowdy, J.M. (1997). The Value of Biodiversity: Markets, Society, and Ecosystems. *Land Economics*, vol. 73, n° 1, p. 25-41.

- Haluza-Delay , R., Kowalsky, N. and Parkins, J. (2009). How Canadians value nature: A strategic and conceptual review of literature 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).
- He, J., Revéret, J.P., Moffette, F., Boyer, J.P. et Dupras, J. (2013). Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices : étude de cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. *In* Dupras, J., Revéret, J.P., He, J., Boyer, J.P. et Crabbé, P., *Guide méthodologique pour l'évaluation économique des biens et services non marchands dans un contexte d'augmentation de la capacité de prendre des décisions d'adaptation*. Ouranos. (sous presse).
- Hill Stratégies Recherche Inc. (2012). Profil des activités artistiques, culturelles et patrimoniales des Québécois en 2010 *In* Hill Stratégies Recherche Inc. *Recherche pour les arts - Hill Stratégies Recherche Inc.*  
[http://www.hillstrategies.com/docs/Activites\\_culturelles\\_Quebec2010.pdf](http://www.hillstrategies.com/docs/Activites_culturelles_Quebec2010.pdf) (Page consultée le 14 novembre 2012).
- 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.
- Horowitz, J.K. and McConnell, K.E. (2002). A Review of WTA/WTP Studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, n° 3, p. 426-447.
- Howarth, R.B. (2007). Towards an operational sustainability criterion. *Ecological Economics*, vol. 63, n° 4, p. 656-663.
- ISQ (2012a). Profils de la région administrative - Montérégie 16. *In* Gouvernement du Québec. *Institut de la statistique du Québec*.  
[http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil16/16ra\\_index.htm](http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil16/16ra_index.htm) (Page consultée le 16 novembre 2012).
- ISQ (2012b). Profils de la région administrative - Centre-du-Québec 17. *In* Gouvernement du Québec. *Institut de la statistique du Québec*.  
[http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil17/17ra\\_index.htm](http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil17/17ra_index.htm) (Page consultée le 16 novembre 2012).
- ISQ (2012c). Profils de la région administrative - Chaudière-Appalaches 12. *In* Gouvernement du Québec. *Institut de la statistique du Québec*.  
[http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil12/12ra\\_index.htm](http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/profils/profil12/12ra_index.htm) (Page consultée le 16 novembre 2012).
- ISQ (2012d). Comparaisons interprovinciales. *In* Gouvernement du Québec. *Institut de la statistique du Québec*. [http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm\\_finnc/conjn\\_econm/TSC/index.htm](http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/conjn_econm/TSC/index.htm) (Page consultée le 16 novembre 2012).
- Johnston, R.J. and Rosenberger, R.S. (2010). Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys*, vol. 24, n° 3, p. 479-510.

- Johnston, R.J., Segerson, K., Schultz, E.T., Besedin, E.Y. and Ramachandran, M. (2011). Indices of biotic integrity in stated preference valuation of aquatic ecosystem services. *Ecological Economics*, vol. 70, n° 11, p. 1946-1956.
- Johnston, R.J. and 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.
- Joly, M., Primeau, S., Sager, M. et Bazogue, A. (2008). Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides, Première édition. In Gouvernement du Québec. MDDEFP. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/Guide\\_plan.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/Guide_plan.pdf) (Page consultée le 12 novembre 2012).
- Kahneman, D. and Tversky, A. (1979). Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica*, vol. 47, n° 2, p. 263-291.
- Kenneth, A., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R. and Shuman, H. (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. In California State University, East Bay. *California State University, East Bay*. <http://www.cbe.csueastbay.edu/~alima/courses/4306/articles/NOAA%20on%20contingent%20valuation%201993.pdf> (Page consultée le 27 octobre 2012).
- Ko, J., Day, J.W., Day, J.N. and Lane, R.R. (2004). A comparative evaluation of money-based and energy-based cost-benefit analyses of tertiary municipal wastewater treatment using forested wetlands vs. sand filtration in Louisiana. *Ecological Economics*, vol. 49, n° 3, p. 331-347.
- Kumar, P., Brondízio, E.S., Elmqvist, T., Gatzweiler, F.W., Gowdy, J., De Groot, D., Muradian, R., Pascual, U., Reyers, B., Smith, R.B.W. and Sukhdev, P. (2010). Key Messages and Linkages with National and Local Policies. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 285-306). Washington, USA, Earthscan.
- Labaton, S. (2008). Agency's '04 Rule Let Banks Pile Up New Debt. In *The New York Times*. *The New York Times*. [http://www.nytimes.com/2008/10/03/business/03sec.html?\\_r=0](http://www.nytimes.com/2008/10/03/business/03sec.html?_r=0) (Page consultée le 22 décembre 2012).
- Labbé, J., Fournier, R. et Théau, J. (2011). *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques, Documentation et sélection des bassins versants à l'étude* (Demande de subvention dans le cadre du Plan d'action sur les changements climatiques (PACC – action 26)). Sherbrooke, 77 p.
- Lantz, V., Boxall, P., Kennedy, M. and Wilson, J. (2010). Valuing Wetlands in Southern Ontario's Credit River Watershed: a Contingent Valuation Analysis. In Credit Valley Conservation. *Credit Valley Conservation*. <http://www.creditvalleyca.ca/wp-content/uploads/2011/01/ValuingWetlandsPhase2-final.pdf> (Page consultée le 2 novembre 2012).
- Limburg, K.E., O'Neill, R.V., Costanza, R. and Farber, S. (2002). Complex systems and valuation. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 409-420.

- 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. and Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1185, p. 54-78.
- Loomis, J.B. and 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.
- Mahan, B.L., Polasky, S. and Adams, R.M. (2000). Valuing Urban Wetlands: A Property Price Approach. *Land Economics*, vol. 76, n° 1, p. 100-113.
- Malakoff, D. (1998). Restored Wetlands Flunk Real-World Test. *Science*, vol. 280, n° 5362, p. 371-372.
- Måler, K. (2000). Development, ecological resources and their management: A study of complex dynamic systems. *European Economic Review*, vol. 44, n° 4, p. 645-665.
- Maltby, E. and Barker, T. (2009). *The wetlands handbook*. Oxford, UK ; Hoboken, NJ, Blackwell, 1058 p.
- Massicotte, E. (2012). *Évaluation de la valeur économique des biens et services écologiques : démarche, méthodes et exemple du lac brompton*. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 75 p.
- Maurel, F., Bouscasse, H., Defrance, P., Duprez, C., Strosser, P., Beley, Y. et Morardet, S. (2011). Évaluation économique des services rendus par les zones humides - Enseignements méthodologiques de monétarisation. In Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. *Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie*. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED49.pdf> (Page consultée le 7 septembre 2012).
- MDDEP (2012). Les milieux humides et l'autorisation environnementale. In Gouvernement du Québec. *Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/milieux-humides-autorisations-env.pdf> (Page consultée le 19 septembre 2012).
- 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).
- Meindl, C.F. (2005). Wetland diversity: The limits of generalization. *Journal of Geography*, vol. 104, n° 6, p. 243-256.

- Ministère de l'Environnement (2003). Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. In Gouvernement du Québec. *MDDEFP*. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu\\_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf) (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Mitchell, M., Liss, K., Bennett, E. et Gonzalez, A. (2012). L'effet de la structure du paysage sur les services écologiques. Communication orale. *37<sup>e</sup> Congrès de l'Association des Biologistes du Québec, Les corridors écologiques : un réseau pour connecter l'humain et la nature*, 23 novembre, Boucherville.
- Mitsch, W.J. and Gossilink, J.G. (2000). The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, vol. 35, n° 1, p. 25-33.
- Mmopelwa, G., Blignaut, J.N. and Hassan, R. (2009). Direct Use Values of Selected Vegetation Resources in the Okavango Delta Wetland. *South African Journal of Economic and Management Sciences*, vol. 12, n° 2, p. 242-255.
- Morin, P. et Boulanger, F. (2005). Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Bécancour (Mise à jour par Paris, A. et L. Chauvette en 2008). In Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. *GROBEC - Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour*. [http://www.grobec.org/pdf/projets/grobec\\_portrait\\_bassin\\_versant\\_riv\\_becancour\\_2008.pdf](http://www.grobec.org/pdf/projets/grobec_portrait_bassin_versant_riv_becancour_2008.pdf) (Page consultée le 18 novembre 2012).
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R. and Ricketts, T.H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, n° 28, p. 9495-9500.
- Navrud, S. and Ready, R. (2007). *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht, The Netherlands, Springer, 290 p.
- Nelson, E., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M.R., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C. and Goldstein, J. (2009). Modeling Multiple Ecosystem Services, Biodiversity Conservation, Commodity Production, and Tradeoffs at Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 1, p. 4-11.
- ONU (1992). Convention sur la diversité écologique. In Secrétariat de la CDB. *Convention sur la diversité biologique*. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf> (Page consultée le 23 octobre 2012).
- OCDE (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents*. OECD Publishing, 354 p.
- OQLF (2011a). Fiche terminologique "Écosystème". In OQLF. *Le Grand dictionnaire terminologique*. [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=8401121](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8401121) (Page consultée le 25 octobre 2012).

OQLF (2011b). Fiche terminologique "Externalité". In OQLF. *Le Grand dictionnaire terminologique*. [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=500248](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=500248) (Page consultée le 25 octobre 2012).

OQLF (2011c). Fiche terminologique "Marginal". In OQLF. *Le Grand dictionnaire terminologique*. [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=8988796](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8988796) (Page consultée le 25 octobre 2012).

OQLF (2011d). Fiche terminologique "Consentement à payer". In OQLF. *Le Grand dictionnaire terminologique*. [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=8463749](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8463749) (Page consultée le 25 octobre 2012).

Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., Armsworth, P., Christie, M., Cornelissen, H., Eppink, F., Farley, J., Loomis, J., Pearson, L., Perrings, C. and Polasky, S. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In Kumar, P., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations* (p. 183-255). Washington, USA, Earthscan.

Pate, J. and Loomis, J. (1997). The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics*, vol. 20, n° 3, p. 199-207.

Pattison, J., Boxall, P.C. and 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, p. 223-244.

Peters, G.P., Andrew, R.M., Boden, T., Canadell, J.G., Ciais, P., Le Quéré, C., Marland, G., Raupach, M.R. and Wilson, C. (2012). The challenge to keep global warming below 2 °C. In Nature Publishing Group. *Nature Climate Change*. <http://www.nature.com/nclimate/journal/vaop/ncurrent/full/nclimate1783.html> (Page consultée le 14 décembre 2012).

Plains and Prairie Potholes Landscape Conservation Cooperative (s. d.). Where We Work. In Plains and Prairie Potholes Landscape Conservation Cooperative. *Plains and Prairie Potholes Landscape Conservation Cooperative | Advancing science for the future of conservation*. [http://www.plainsandprairiepotholeslcc.org/wp-content/uploads/2012/04/PrairiePotholesLCC\\_water\\_noframe.jpg](http://www.plainsandprairiepotholeslcc.org/wp-content/uploads/2012/04/PrairiePotholesLCC_water_noframe.jpg) (Page consultée le 12 décembre 2012).

PNUD (2012). Le PNUD dévoile une stratégie ambitieuse pour la protection de la biodiversité. In PNUD. *PNUD*. <http://www.undp.org/content/undp/fr/home/presscenter/pressreleases/2012/10/18/undp-unveils-ambitious-global-strategy-to-protect-biodiversity-/> (Page consultée le 14 décembre 2012).

Randall, A. (1991). The Value of Biodiversity. *Ambio*, vol. 20, n° 2, p. 64-68.

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. In Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. *Ministère des Ressources naturelles et de la Faune*. [ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/Public/Udrf/COGIRMA/Reveret%20et%20al%202008\\_Reflexions%20sur%20les%20methodes%20d%27estimation%20de%20la%20valeur%20%E9cono](ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/Public/Udrf/COGIRMA/Reveret%20et%20al%202008_Reflexions%20sur%20les%20methodes%20d%27estimation%20de%20la%20valeur%20%E9cono)

mique%20des%20pertes%20d%92habitats%20fauniques%20.pdf (Page consultée le 26 octobre 2012).

Rosenberger, R.S. and Loomis, J.B. (2001). Benefit Transfer of Outdoor Recreation Use Values. *In* US Forest Service. *US Forest Service*. [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_gtr072.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr072.pdf) (Page consultée le 19 septembre 2012).

Roux-Groleau, J.-. (2012). *Les bienfaits environnementaux, sociaux et économiques des corridors fauniques*. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 119 p.

Sandler, R. (2012). Intrinsic Value, Ecology, and Conservation. *Nature Education Knowledge*, vol. 3, n° 10, p. 4.

Shrestha, R.K. and 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.

Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press, 712 p.

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).

TEEB (s. d.). The history of TEEB. *In* TEEB. *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity* <http://www.teebtest.org/about/overview/history/> (Page consultée le 26 octobre 2012).

The World Bank Group (2012). Inflation, GDP deflator (annual %). *In* The World Bank Group. *The World Bank*. <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.DEFL.KD.ZG> (Page consultée le 7 novembre 2012).

Théau, J. et M. Varin (2012). Analyse spatiale et outil d'aide à la décision des biens et services écologiques procurés par les milieux humides. Communication orale. *Atelier sur les outils de gestion des milieux humides: une approche par bassin versant*, 21 novembre, Granby.

Troy, A., and Bagstad, K. (2009). Estimating Ecosystem Services in Southern Ontario. *In* Ontario Ministry of Natural Resources. *Ontario Ministry of Natural Resources*. <http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@lueps/documents/document/279512.pdf> (Page consultée le 26 octobre 2012).

Turner, R.K., Georgiou, S.G. and Fisher, B. (2008). *Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands*. London ; Sterling, VA, Earthscan, 229 p.

Tversky, A. and Kahneman, D. (1991). Loss Aversion in Riskless Choice: A Reference-Dependent Model. *The Quarterly Journal of Economics*, vol. 106, n° 4, p. 1039-1061.

- UK National Ecosystem Assessment (2011). Chapter 9: Freshwaters – Openwaters, Wetlands and Floodplains. *In* UK National Ecosystem Assessment. *UK National Ecosystem Assessment*. <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx> (Page consultée le 21 octobre 2012).
- Um, M., Kwak, S. and Kim, T. (2002). Estimating Willingness to Pay for Improved Drinking Water Quality Using Averting Behavior Method with Perception Measure. *Environmental and Resource Economics*, vol. 21, n° 3, p. 285-300.
- Westerberg, V.H., Lifran, R. and Olsen, S.B. (2010). To restore or not? A valuation of social and ecological functions of the Marais des Baux wetland in Southern France. *Ecological Economics*, vol. 69, n° 12, p. 2383-2393.
- Wilson, M.A. and 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. and Wui, Y.-. (2001). The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, vol. 37, n° 2, p. 257-270.
- Worster, D. (1980). The Intrinsic Value of Nature. *Environmental Review: ER*, vol. 4, n° 1, p. 43-49.



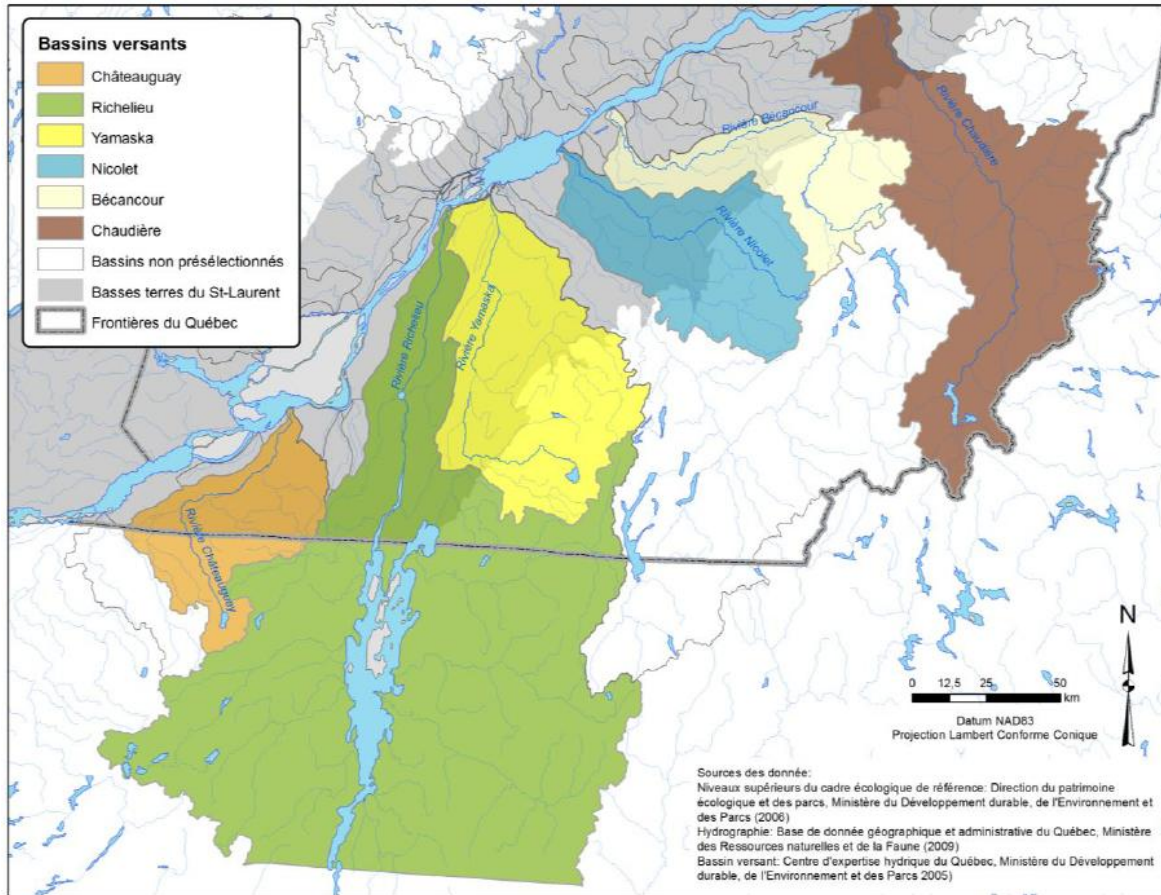
## BIBLIOGRAPHIE

- CIC (2011). Valeurs de la nature : le lien entre l'environnement et l'économie. In Canards Illimités Canada. *Les services écologiques : série de fiches documentaires*.  
[http://www.ducks.ca/fr/conservation/milieux\\_humides/conserv.html](http://www.ducks.ca/fr/conservation/milieux_humides/conserv.html) (Page consultée le 22 janvier 2012).
- EVRI (2011). Recherche du résumé d'étude . In EVRI. *EVRI*.  
<https://www.evri.ca/StudySummary/SearchStudySummary.aspx> (Page consultée le 22 octobre 2012).
- Fournier, R., J. Théau, M. Varin, M. Thériault, R. Lanoix et J.B. Madore (2012). Les défis des bases cartographiques pour les milieux humides. Communication orale. *Atelier sur les outils de gestion des milieux humides: une approche par bassin versant*, 21 novembre, Granby.
- 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).
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (2007). Bilan 2007 des changements climatiques. In Intergovernmental Panel on Climate Change. *Intergovernmental Panel on Climate Change*. [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\\_syr\\_fr.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_fr.pdf) (Page consultée le 18 mars 2012).
- Institut de développement économique (1996). *Évaluer Les Dommages à L'environnement: Un Guide Pratique*. Paris, Institut de développement économique de la Banque mondiale, 198 p. (Collection OCDE poche).
- Ioica, O. (2007). *Valeur environnementale, économique et sociale des écosystèmes aquatiques d'eau douce au Québec*. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 66 p.
- Johnston, R.J., Besedin, E.Y., Iovanna, R., Miller, C.J., Wardwell, R.F. and Ranson, M.H. (2005). Systematic variation in willingness to pay for aquatic resource improvements and implications for benefit transfer: A meta-analysis. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 53, n° 2-3, p. 221-248.
- Londoño, L.M. and Johnston, R.J. (2012). Enhancing the reliability of benefit transfer over heterogeneous sites: A meta-analysis of international coral reef values. *Ecological Economics*, vol. 78, p. 80-89.
- Moeltner, K. and Woodward, R. (2009). Meta-functional benefit transfer for wetland valuation: Making the most of small samples. *Environmental and Resource Economics*, vol. 42, n° 1, p. 89-108.
- Nelson, J.P. and Kennedy, P.E. (2009). The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment. *Environmental and Resource Economics*, vol. 42, n° 3, p. 345-377.

- Plummer, M.L. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 1, p. 38-45.
- Rosenberger, R.S. and Johnston, R.J. (2009). Selection effects in meta-analysis and benefit transfer: Avoiding unintended consequences. *Land Economics*, vol. 85, n° 3, p. 410-428.
- Scherrer, S. (2004). *Comment évaluer les biens et services environnementaux?* Paris, La Documentation française, 47 p. (Collection Réponses environnement).
- Stapler, R.W. and Johnston, R.J. (2009). Meta-analysis, benefit transfer, and methodological covariates: Implications for transfer error. *Environmental and Resource Economics*, vol. 42, n° 2, p. 227-246.
- Vittet, C. (2009). *Valeur écologique et économique d'un ancien site minier restauré*. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 83 p.

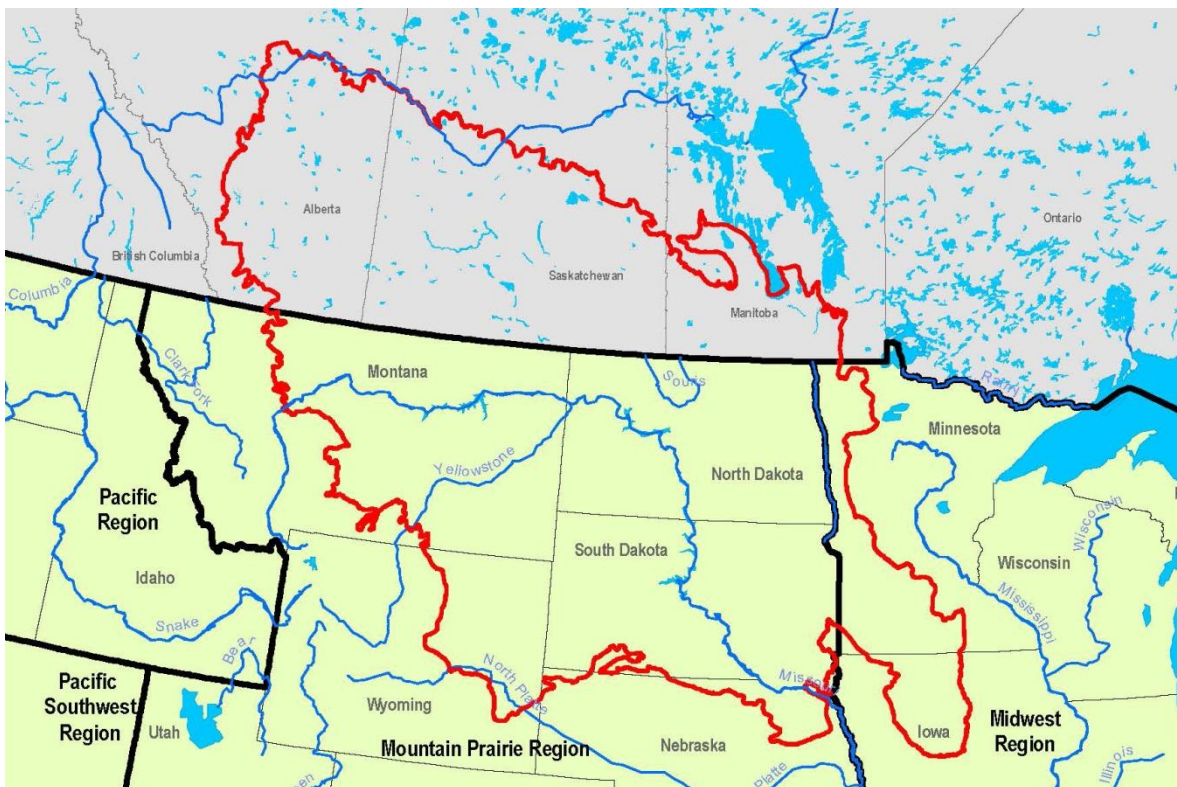
## ANNEXE 1 - CARTE DES BASSINS VERSANTS DE LA RIVIÈRE YAMASKA ET DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

(tiré de : Labbé *et al.*, 2011)



## ANNEXE 2 - CARTE DES MILIEUX HUMIDES DE LA PRAIRIE POTHOLE REGION

(tiré de : Plains and Prairie Potholes Landscape Conservation Cooperative, s. d.)



### ANNEXE 3 - MÉTHODOLOGIE UTILISÉE POUR CALCULER UNE VAP AVEC LE TRANSFERT DE FONCTION

Cette annexe explique la méthodologie employée pour effectuer le transfert de fonction dont les résultats sont exposés à la section 4.4. Pattison *et al.* (2011) expliquent d'ailleurs la méthodologie à utiliser pour trouver les valeurs de VAP à partir de la fonction. Les éléments importants sont présentés dans cette annexe.

Comme il a été mentionné dans le chapitre 4, plusieurs modèles ont été utilisés pour tenter d'expliquer la VAP des répondants dans Pattison *et al.* (2011). La fonction utilisée ici est celle qui exclut le premier des cinq choix que les répondants avaient à faire et qui utilise comme méthode statistique la technique du panel avec effets aléatoires puisque les mêmes répondants ont eu plusieurs choix à faire. C'est aussi ce modèle que les auteurs ont utilisé pour estimer ensuite la VAP par ménage pour chacun de leurs scénarios.

Il a aussi déjà été mentionné que ce qui est évalué, c'est la variation de superficie entre le *statu quo* (une dégradation des milieux humides) et un scénario alternatif, dans ce cas-ci, une rétention du niveau actuel de milieux humides. Donc, dans le questionnaire, les répondants devaient voter entre oui ou non conserver la superficie actuelle de milieux humides pour un montant de taxes donné. Comme il y a un choix entre deux alternatives, les modèles sont de la forme *conditional logit*. Ainsi, le modèle a été développé en posant une fonction d'utilité pour chaque alternative  $j$ , constituée d'une composante systématique ( $V_j$ ) et aléatoire ( $\varepsilon_j$ ). La composante systématique d'un répondant représentatif est définie avec la formule suivante :

$$V_j = \alpha_{SQ} + \beta Z_j + \gamma D + \mu C_j + \varepsilon_j$$

Dans cette formule,  $\alpha_{SQ}$  est un paramètre qui représente la constante pour le *statu quo* (perte de superficie des milieux humides),  $Z_j$  est la superficie de milieux humides en milliers d'acres selon l'alternative  $j$ ,  $D$  est un vecteur de caractéristiques spécifiques individuelles,  $C_j$  est le niveau de taxes associé avec le vote  $j$ , alors que  $\beta$ ,  $\gamma$ , and  $\mu$  sont les paramètres à estimer et que  $\varepsilon_j$  est un terme d'erreur.

La variation compensatoire correspond au changement dans le revenu nécessaire pour qu'un individu soit indifférent par rapport à une modification de la qualité de l'environnement. Dans ce cas-ci, elle équivaut à la volonté à payer des ménages. Elle peut être calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Variation compensatoire} = (1/\mu)(V_1 - V_0)$$

Où  $\mu$  correspond au paramètre sur le niveau de taxes alors que  $V_1$  et  $V_0$  indiquent respectivement l'utilité pour l'alternative et le *statu quo*. Cette utilité est calculée avec l'équation de la composante systématique d'un répondant en maintenant les variables à leur valeur moyenne et en utilisant les coefficients (tableau A3-1 et A3-2) du modèle présenté précédemment.

Concrètement, chacun des coefficients est divisé par  $1/\mu$ , ci-après appelé  $\sigma$ , qui représente l'inverse du montant des taxes. Les nombres ainsi obtenus sont ensuite multipliés par la valeur moyenne qui leur est associée et les résultats pour chacune des variables sont ensuite additionnés. Finalement, le coefficient/ $\sigma$  associé à la constante est soustrait afin de retirer la valeur associée aux milieux humides présents pour le scénario de *statu quo*. La valeur ainsi obtenue correspond à la volonté à payer moyenne des ménages pour le maintien des milieux humides au niveau actuel. Le tableau A3-1 présente les données pour le bassin versant de la Yamaska alors que le tableau A3-2 présente celles du BV de la Bécancour.

**Tableau A3-1 Données nécessaires au calcul de la VAP/ménage pour les milieux humides du bassin versant de la Yamaska**

Variable	Coefficient	Coefficient/ $\sigma$	Valeur moyenne
Constante ( <i>statu quo</i> )	-0,6547	90,931	-
Montant de taxes	-0,0072	-	-
Superficie de MH en acres	0,0013	-0,18056	47,8
Proportion d'hommes	-0,3094	42,972	50 %
Âge moyen	0,0222	-3,0833	40,4
Nombre de personnes par ménage	-0,1010	14,028	2,43
Membre d'une ONGE	0,7878	-109,42	6 %
Visiteur des parcs nationaux	0,6410	-89,028	42 %
Erreur aléatoire	2,8163	-	-
$\sigma$		-138,89	
VAP/ménage		31,13 \$ (2008 \$ CAN)	

Une fois la valeur de VAP/ménage calculée, il faut multiplier cette valeur par le nombre de ménages concernés, puis la diviser par le nombre d'hectares qui est conservé afin d'obtenir une valeur économique par hectare de milieu humide. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 4-6.

**Tableau A3-2 Données nécessaires au calcul de la VAP/ménage pour les milieux humides du bassin versant de la Bécancour**

Variable	Coefficient	Coefficient/ $\sigma$	Valeur moyenne
Constante ( <i>statu quo</i> )	-0,6547	90,931	-
Montant de taxes	-0,0072	-	-
Superficie de MH en acres	0,0013	-0,18056	73,4
Proportion d'hommes	-0,3094	42,972	50 %
Âge moyen	0,0222	-3,0833	41,7
Nombre de personnes par ménage	-0,1010	14,028	2,36
Membre d'une ONGE	0,7878	-109,42	6 %
Visiteur des parcs nationaux	0,6410	-89,028	42 %
Erreur aléatoire	2,8163	-	-
$\sigma$		-138,89	
VAP/ménage		40,41 \$ (2008 \$ CAN)	