

MONETARISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX AU SEIN DES ACV : REALISATION D'UN CAS PRATIQUE

RAPPORT FINAL

29 mai 2017

Responsables scientifique

– **Fabio Menten, Augustin Chanoine, Sébastien Soleille**
Deloitte - 185 avenue Charles de Gaulle,
92200 Neuilly-sur-Seine

Deloitte.

- **Bo Weidema**
2.-0 LCA consultants - Rendsburggade 14, room 4.315B
9000 Aalborg, Denmark

20 LCA consultants

- **Jim Smart**
Griffith University - 170 Kessels Road, Nathan, QLD, 4111
Australia

Griffith
UNIVERSITY

L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ En Bibliographie, ce document sera cité sous la référence :

SCORE LCA, Monétarisation des impacts environnementaux au sein des ACV : réalisation d'un cas pratique, 2017, 121 pages, n°2015-04.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) www.ademe.fr
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Comité de suivi pour SCORE LCA : Till Bachmann - EIFER, Yves Coquelet – Saint-Gobain, Florian Delarue - Renault, Jean-paul Cazalets – Total, Daniel Dunet – Veolia R&I, Jade Garcia – SCORE LCA, Denis Le Boulch – EDF, Elvia Marcellan – ENGIE, Philippe Osset – SCORE LCA, Mélanie Pélissard – Renault, Anne Prieur-Vernat – ENGIE, Olivier Réthoré – ADEME, Jeanne Serre – Veolia R&I, Fanny Vicard – Veolia R&I, Christèle Wojewodka – Saint-Gobain.

Sommaire

1. DEFINITIONS	7
2. LA MONETARISATION EN PRATIQUE	15
2.1. Démarche générale	15
2.2. Arbre de décision 1 (AD 1) – Opportunité de la monétarisation	16
2.2.1. Fiche pratique 0 : Présupposés théoriques de la monétarisation	17
2.2.2. Fiche pratique 1 : Communication des résultats d'une ACV monétarisée	18
2.3. Arbre de décision 2 (AD 2) – 1 ^{ère} itération - Monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation génériques (utilisation de jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV)	20
2.3.1. Fiche pratique 2 : Choix du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV	24
2.4. Arbre de décision 3 (AD 3) - Le développement de facteurs de monétarisation spécifiques est-il opportun ?	32
2.4.1. Fiche pratique 3 : impacts génériques et impacts spécifiques	33
2.5. Arbre de décision 4 (AD 4) – Monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation spécifiques	34
2.5.1. Fiche pratique 4 : Méthode des prix hédonistes – quelques remarques générales	37
2.5.2. Fiche pratique 5 : Transfert de valeurs	42
2.5.3. Fiche pratique 6 : Choix du type de sondage	44
2.5.4. Fiche pratique 7 : Quelques éléments sur la réalisation d'un sondage (retour sur le sondage effectué lors de cette étude)	46
2.5.5. Fiche pratique 8 : Intégration des résultats spécifiques dans l'évaluation plus globale	47
3. REVUE DE LITTERATURE	50
3.1. Méthodologie	50
3.2. Résultats	50
3.2.1. Catégorisation des publications sélectionnées	50
3.2.2. Revues de littérature	52
3.2.3. Développements méthodologiques	53
3.2.4. Etudes de cas	55
3.2.5. Enseignements	58
4. CAS D'ETUDE 'MISCANTHUS'	60
4.1. Objectifs	60
4.1.1. Unité fonctionnelle et flux de référence	60
4.1.2. Frontière du système et allocations	61
4.1.3. Méthodes d'évaluation des impacts	61
4.1.4. Méthode d'évaluation monétaire	63
4.2. Analyse d'Inventaire du Cycle de Vie	66
4.2.1. Données et hypothèses de l'étude d'origine	66
4.2.2. Données et hypothèses sur l'utilisation indirecte des sols	66
4.2.3. Hypothèses sur l'approvisionnement énergétique pour le scénario marginal long terme	67
4.3. Analyse de l'Impact du Cycle de Vie (AICV) et évaluation monétaire	70
4.3.1. AICV en unités physiques	70
4.3.2. Évaluation monétaire (1 ^{ère} itération)	73
5. SONDAGE : CONCEPTION	76
5.1. Conception du sondage pilote	76

5.1.1. <i>Elaboration du synopsis, des scénarios de référence et alternatifs comparés</i>	76
5.1.2. <i>Calcul des valeurs utilisées dans les scénarios</i>	77
5.1.3. <i>Sélection des valeurs de paiement pour l'évaluation contingente</i>	78
5.1.4. <i>Sélection des valeurs de paiement pour les choix expérimentaux</i>	79
5.1.5. <i>Discussion sur la partialité des sondages</i>	79
5.2. Questions pratiques liées au déploiement du sondage	80
5.2.1. <i>Adaptation du sondage au contexte géographique</i>	80
5.2.2. <i>Représentativité de l'échantillon</i>	81
6. REMERCIEMENTS	82
7. REFERENCES	83
8. ANNEXE 1 : REVUE DE LITTERATURE POUR LE CAS SPECIFIQUE DE L'IMPACT DES EOLIENNES SUR LA VALEUR D'AGREMENT	87
8.1. <i>Analyse de la littérature pour le cas spécifique de l'impact des éoliennes sur la valeur d'agrément</i>	87
9. ANNEXE 2 : COPIES D'ECRAN DU SONDAGE	89
9.1. <i>Questionnaire A</i>	91
9.2. <i>Questionnaire B</i>	93
9.3. <i>Questionnaire C</i>	95
9.4. <i>Questionnaire D</i>	98
10. ANNEXE 3 : RESULTATS DU SONDAGE	101
10.1. Evaluation contingente A (bois forestier pour production d'électricité)	101
10.1.1. <i>Statistiques descriptives EC A</i>	101
10.1.2. <i>Méthodologie de traitement des valeurs brutes de l'évaluation contingente</i>	102
10.2. Evaluation contingente B (électricité à partir de miscanthus)	108
10.2.1. <i>Statistiques descriptives EC B</i>	108
10.2.2. <i>Résultats pour évaluation contingente B</i>	109
10.3. Choix expérimentaux	113
10.3.1. <i>Statistiques descriptives</i>	113
10.3.2. <i>Méthodologie de traitement des valeurs brutes des choix expérimentaux</i>	113
10.4. Comparaison des résultats pour les deux méthodes	118
10.4.1. <i>Comparaison des résultats pour biodiversité locale et globale</i>	118
10.5. Intégration des résultats du sondage au cas d'étude	118
10.5.1. <i>Méthodologie d'application des valeurs de consentement à payer (CAP) aux résultats d'impact du cas d'étude</i>	118
10.5.2. <i>Comparaison des résultats du cas d'étude avant et après utilisation des valeurs de consentements à payer issues du sondage</i>	119
10.5.3. <i>Discussion et conclusions</i>	120

Introduction

Contexte de l'étude

Intérêts potentiels de la monétarisation et premières applications

La monétarisation est une méthode ayant pour objectif de **convertir en valeurs monétaires les coûts associés aux dommages ou bénéfices environnementaux ou sociaux d'un produit, ou plus largement d'un système**.

Il s'agit donc d'un outil d'évaluation et d'aide à la décision intéressant, qui peut notamment permettre de :

- Comparer les coûts de dommages environnementaux avec les coûts privés (associés aux transactions financières).
- Comparer plusieurs produits, scénarios ou alternatives technologiques sur la base d'un critère unique (exprimé en valeur monétaire). Le recours à la monétarisation peut ainsi permettre notamment, via l'obtention d'un score unique, de lever les freins à l'utilisation de méthodes multicritères (telles que l'ACV) dans les prises de décision.

En d'autres termes, la monétarisation permet d'avoir une vision globale de la performance d'un système (ou de plusieurs systèmes à comparer) sur l'ensemble des composantes du développement durable (performance économique, environnementale et sociale) en tenant compte des effets marchands et non marchands des systèmes. Elle peut également fournir des valeurs monétaires permettant l'internalisation des externalités environnementales et sociales dans le calcul économique.

La monétarisation des impacts environnementaux a toujours fait face à de nombreuses critiques.

Certaines portent sur son principe même (chercher à exprimer la valeur de toute chose en valeur monétaire est-il pertinent, voire éthique ?), d'autres sur sa faisabilité pratique (donner une valeur monétaire à toute chose est-il réalisable en pratique ?). Certaines de ses critiques reposent sur des limitations réelles de la monétarisation. Il est important de garder celles-ci en tête pour être en mesure de préciser la validité, l'applicabilité et les limites des résultats d'études de monétarisation.

Historiquement, **à partir des années 1960, les méthodes de monétarisation ont été conçues pour être intégrées aux analyses coûts/bénéfices utilisées dans les évaluations de projets d'investissement ou de politiques publiques**. Plusieurs approches de monétarisation ont été développées, chacune étant plus spécifiquement adaptée à certains enjeux environnementaux et sociaux particuliers : valeurs de marché, méthodes de préférences révélées (par exemple la méthode des prix hédonistes) et méthodes de préférences déclarées (par exemple l'évaluation contingente, ou l'analyse conjointe – choix expérimentaux).

L'utilisation de la monétarisation en ACV

Plus récemment, **à partir de la fin des années 1990, des applications de la monétarisation en ACV, directement utilisables pour traduire en valeur monétaire les impacts ou dommages environnementaux évalués par l'ACV** (et éventuellement agréger les résultats en un score unique), **ont été développées**.

Cependant, il existe encore de **nombreux freins à la mise en œuvre des méthodes de monétarisation dans le cadre d'études d'ACV** : complexité des notions économiques associées, notamment pour des praticiens d'ACV n'ayant pas nécessairement de formation approfondie en économie ; hétérogénéité et potentielle incohérence des méthodes d'un indicateur d'impact à l'autre ; manque de complétude en termes de couverture des enjeux environnementaux ; faible disponibilité peu d'outils proposant un cadre cohérent ; etc.

Face à ce constat, SCORELCA a lancé en 2012 une première étude sur la monétarisation. Elle a permis d'établir un état de l'art des méthodes de monétarisation applicables en ACV, une revue (via enquête) de l'utilisation de ces méthodes, ainsi qu'un arbre de décision et des recommandations orientant le praticien d'ACV vers différentes méthodes de monétarisation en fonction du cas traité (Weidema et al. 2013).

La nécessité d'aller vers des recommandations plus opérationnelles pour l'application de méthodes de monétarisation en ACV

Pour compléter cette première étude, les membres de SCORELCA étaient en attente de **recommandations opérationnelles** pour monétariser les impacts environnementaux liés à leurs produits et projets, en utilisant l'approche de monétarisation la plus adaptée au cas étudié : comment, par exemple, mettre en œuvre une méthode d'évaluation contingente, d'analyse conjointe, ou de prix hédonistes ? Quelle est le mode opératoire pour développer des facteurs de monétarisation ad hoc via l'une de ces méthodes ? Quelles sont les forces et faiblesses de chacune des approches de monétarisation, sur le plan conceptuel et sur le plan de la mise en œuvre ?

Objectifs de l'étude

L'objectif principal de la présente étude est de fournir des recommandations opérationnelles pour aider les praticiens ACV qui souhaitent utiliser la monétarisation dans leurs études ACV.

Les objectifs spécifiques de la présente étude sont les suivants :

- mettre à jour la revue bibliographique de l'étude de 2012 (phase 1) ;
- **appliquer les principales approches de monétarisation à un cas d'étude afin de comparer, sur un cas concret, les forces et limites de ces différentes approches** tant sur le plan conceptuel que sur le plan de leur mise en œuvre (phase 2) ;
- **comprendre les principes méthodologiques** des approches d'évaluation contingente et d'analyse conjointe en « simulant », via un **sondage**, l'établissement de facteurs de monétarisation spécifiques au cas étudié (phase 3) ;
- transférer aux membres de SCORELCA les éléments théoriques et le savoir-faire déployé dans le cadre des exercices précédents en matière de développement de facteurs de monétarisation et de mise en œuvre des principales approches de monétarisation dans le cadre d'un **atelier pédagogique** (phase 4) ;
- tirer de ces exercices ainsi que de l'expertise de l'équipe projet des **recommandations opérationnelles** en matière de mise en œuvre des principales approches de monétarisation, rassemblées dans un document de mode opératoire (phase 5).

Contenu du document

Comme mentionné précédemment, la présente étude avait pour objectif principal, in fine, d'aider les praticiens ACV qui souhaitent utiliser la monétarisation dans leurs études ACV. Les recommandations pour appliquer la monétarisation à des ACV sont donc mises en avant dans ce document, qui est structuré comme suit :

- Chapitre 1 : Définitions ;
- Chapitre 2 : La monétarisation en pratique : recommandations pratiques sur l'application de la monétarisation à l'ACV (Phase 5 du projet) ;
- Chapitre 3 : Revue de littérature (Phase 1 du projet) ;
- Chapitre 4 : Cas d'étude 'Miscanthus' (Phase 2 du projet) ;
- Chapitre 5 : Conception d'un sondage (Phase 3 du projet).

Note : Comme précisé précédemment, la phase 4 du projet a consisté en l'organisation d'un atelier pédagogique et ne fait pas l'objet d'une section spécifique du présent rapport.

1. Définitions

Monétariser des résultats d'ACV nécessite de faire se rencontrer des concepts et des méthodes reposant sur des champs d'expertise divers (impacts environnementaux, économie de l'environnement, conception de sondages, etc.). Se mettre d'accord sur des définitions claires et partagées est donc nécessaire pour développer une approche partagée et transparente.

En préambule, nous distinguons dans ce rapport les « **méthodes de monétarisation** » en tant que telles des « **jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV** » :

- Une **méthode de monétarisation** est une méthode utilisée pour attribuer une valeur monétaire à des biens marchands ou non marchands (notamment des dommages ou bénéfices sanitaires ou environnementaux). Exemples : évaluation contingente, prix hédonistes, valeurs de marché, etc. (ces méthodes sont définies dans le présent chapitre, voir définitions spécifiques). Ces méthodes sont des méthodes de développement de facteurs de monétarisation.
- Un **jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV**¹ (appelé simplement « jeux de facteurs de monétarisation » dans ce rapport) constitue un ensemble de facteurs de monétarisation permettant la conversion de résultats d'ACV (présentés en unité *midpoint* ou *endpoint*) en valeurs monétaires. Exemples : EPS, ECOVALUE, LIME, ou STEPWISE (voir ci-dessous une présentation succincte de ces méthodes). Dans ces méthodes, les facteurs de monétarisation ont déjà été déterminés à partir de différentes méthodes de monétarisation, et ont vocation à être utilisés directement (ce sont des méthodes « sur étagère »).

¹ Appelé « LCA application of monetary valuation » dans l'étude SCORELCA sur la monétarisation réalisée en 2012 (Weidema et al. 2013)

Principaux jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV

Les jeux de facteurs de monétarisation les plus cités dans la littérature sont (par ordre alphabétique) :

- **ECOTAX2002** (Finnveden et al. 2006) – Une méthode de préférences révélées (différentes taxes environnementales sont utilisées) est appliquée pour estimer la valeur monétaire des indicateurs *midpoint* de CML.
- **ECOVALUE08** (Ahlroth and Finnveden 2011) – Plusieurs résultats d'études de préférences déclarées (évaluation contingente) de la littérature sont utilisés pour estimer la valeur monétaire des indicateurs *midpoint* de CML. Des valeurs de marché sont utilisées quand des études d'évaluation contingente ne sont pas disponibles.
- **EPS** (Steen 1999a, b) – Des valeurs du marché sont utilisées pour estimer la valeur de la productivité des écosystèmes, une méthode de préférences déclarées (évaluation contingente) est utilisée pour estimer la valeur de la santé humaine, et une méthode des coûts évités est utilisée pour estimer la valeur de la consommation des ressources. Enfin, les dépenses du gouvernement suédois pour la protection des espèces sont utilisées pour estimer la valeur de la biodiversité.
- **EVR** (Vogtlander and Bijma 2000, Vogtlander et al. 2001) – La méthode des coûts évités est utilisée pour estimer la valeur des indicateurs *midpoint* – le coût de la technologie marginale pour éviter un impact environnemental.
- **LIME** (Itsubo et al. 2004, 2012) – Utilise une méthode de préférences déclarées (choix expérimentaux) pour estimer les valeurs monétaires des *endpoints* en ACV. Le sondage a été conduit au Japon. Une mise à jour incluant l'application de la méthode sur l'ensemble des pays du G20 est en cours de publication (soumis à une revue scientifique et en cours d'évaluation par les pairs).
- **STEPWISE2006** (Weidema 2009, Weidema et al. 2007) – La méthode des valeurs du marché est utilisée pour estimer la valeur monétaire de la santé humaine, comme défini (sans changement depuis 1946) par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)² : « La santé est un état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité ». La méthode est fondée sur le fait que la rémunération annuelle potentielle d'une personne est la valeur maximale qu'elle peut payer pour une année de vie supplémentaire en pleine santé (contrainte budgétaire).

Bien public (*public good*)

Un bien est dit public lorsqu'il répond à deux critères³ :

- non-rivalité (la consommation du bien par un agent n'a pas d'impact sur la quantité disponible de ce bien pour les autres agents) ;
- non-exclusion (aucun agent ne peut être empêché de consommer ce bien).

Dans le domaine de l'environnement, cela se traduit généralement notamment par une absence de droit de propriété qui les rend accessibles à tous mais qui génère parfois leur surexploitation. Cette absence de droit de propriété se manifeste donc par une impossibilité d'échanger ces biens sur un marché, car personne ne les possède, mais tout le monde en bénéficie.

Il convient de souligner que les biens publics, dans ce contexte, ont un sens large (l'air qu'on respire, les plages, etc.) et non celui des biens publics au sens strict du terme (bâtiments des administrations publiques, etc.).

² Préambule à la Constitution de l'Organisation mondiale de la Santé, tel qu'adopté par la Conférence internationale sur la Santé, New York, 19-22 juin 1946; signé le 22 juillet 1946 par les représentants de 61 Etats. 1946 (Actes officiels de l'Organisation mondiale de la Santé, n°. 2, p. 100) et entré en vigueur le 7 avril 1948

³ Cours d'économie UC Berkeley (http://eml.berkeley.edu/~saez/course131/publicgoods_ch07.pdf)

Consentement à payer (*willingness to pay*)

Il s'agit de la somme d'argent qu'un individu est prêt à payer au maximum pour disposer d'un bien ou pour éviter un changement néfaste sur un bien (par exemple un actif environnemental) (Voltaire, 2011).

Consentement à recevoir (*willingness to accept*)

Il s'agit de la somme d'argent en échange de laquelle un individu est prêt à perdre au minimum un bien ou à subir un dommage (Voltaire, 2011).

Externalité (*externality*)

L'externalité caractérise le fait qu'un agent économique crée, par son activité, un effet sur d'autres agents sans contrepartie monétaire (par exemple un avantage de façon gratuite, un dommage sans réflexion dans le prix, ou un dommage sans compensation) (Bickel et al., 1997). De la sorte, un agent économique se trouve en position d'influer consciemment ou inconsciemment sur la situation d'autres agents, sans que ceux-ci ne soient parties prenantes à la décision : ces derniers ne sont pas forcément informés et/ou n'ont pas été consultés et ne participent pas à la gestion de ces conséquences par le fait qu'ils ne reçoivent (si l'influence est négative) ou ne paient (si l'influence est positive) aucune compensation.

Exemples d'externalités :

- Externalités négatives : dans le cas d'un incinérateur – les inconvénients (p.ex. émissions des substances ou du bruit) qui sont liées au trafic des bennes d'ordures ménagères, impact visuel de la cheminée, bruit et impacts environnementaux des émissions gazeuses.
- Externalités positives : dans le cas d'un apiculteur - les abeilles pollinisent les champs des agriculteurs voisins.

Indicateurs d'impact *midpoint* / *endpoint*

Un indicateur *midpoint* fait référence à une étape intermédiaire de caractérisation des mécanismes environnementaux. Les catégories d'impact *midpoint* traduisent des problèmes environnementaux et non des dommages finaux.

Un indicateur *endpoint* fait référence à l'étape finale de caractérisation des mécanismes environnementaux. Les indicateurs de catégorie *endpoint* rassemblent un ou plusieurs indicateurs *midpoint* selon leurs dommages finaux sur différentes aires de protection telles que les écosystèmes, la santé humaine ou les ressources (European Commission, 2010).

Inflation (*inflation*)

L'inflation est la perte du pouvoir d'achat de la monnaie qui se traduit par une augmentation générale et durable des prix.

Marché, offre, demande et prix (*market, supply, demand, price*)

Le **marché** est une institution économique au sein de laquelle les échanges marchands entre agents économiques s'organisent.

L'**offre** correspond à la quantité de biens produits (ou de services mis à disposition) et mis sur le marché par les producteurs en fonction du prix.

La **demande** représente l'ensemble des quantités souhaitées par les consommateurs en fonction du prix.

La rencontre entre l'offre et la demande aboutit à la détermination du **prix** du bien en question, qui caractérise un échange mutuellement avantageux entre producteurs et consommateurs.

Méthode des valeurs de marché (*Market price method*)

Estimation de la valeur privée du bien à partir de l'observation du prix du marché. Le prix du marché est l'expression directe des préférences des consommateurs (moins d'incertitude par rapport aux méthodes d'estimation indirecte des valeurs), au sens où il s'agit du prix du bien lui-même, par opposition, par exemple, au prix sur un marché de substitution (i.e. le prix d'un autre bien affecté par un changement de disponibilité du bien étudié) (Cohen de Lara, 1998). L'application de cette méthode nécessite parfois une étape de vérification et correction des prix de marché, les marchés étant rarement parfaits et les prix ne reflétant, donc, pas parfaitement la valeur des produits/services échangés.

Méthode du capital humain (*Human capital method*)

Cette méthode utilise les prix en vigueur sur le marché du travail pour estimer la valeur statistique d'une vie humaine. Il s'agit d'une méthode d'évaluation directe, au même titre que les méthodes fondées sur les valeurs de marché, mais appliquée à la valeur d'une vie humaine.

Les méthodes de ce type soulèvent de nombreuses réticences d'ordre éthique, qui ne sont parfois que partiellement fondées. Dans la (quasi)totalité des cas d'application, les valeurs considérées sont des moyennes statistiques sur une zone considérée (pays, monde...) et ne sont pas différenciées en fonction de critères tels que l'âge, le niveau réel de salaire, etc. Un tel type de méthode n'implique bien entendu pas que la valeur de la vie humaine des personnes à faibles revenus est moins élevée. En première approche, les questions de répartition de la richesse et de l'accès plus ou moins égal à un salaire potentiel ne sont pas prises en compte. Des facteurs de correction peuvent être appliqués pour corriger certains biais qui peuvent être introduits (application de coefficients de répartition - equity-weights).

La méthode de la **contrainte budgétaire** (*budget constraint*) développée par Weidema (2009) est une application spécifique de la méthode du capital humain : la valeur d'une année de vie supplémentaire est estimée comme la productivité potentielle moyenne d'une personne pendant une année vécue en pleine santé et bien-être.

Méthodes des préférences révélées (*Revealed preferences approach*)

Cette méthode consiste à extrapoler des consentements à payer (CAP) ou des consentements à recevoir (CAR) pour un bien non-marchand à partir de valeurs réelles constatées d'un bien marchand sur un marché affecté par des changements de disponibilité sur le bien non-marchand. Parmi les méthodes des préférences révélées, on peut citer les méthodes suivantes :

- **La méthode des coûts engagés à titre préventif ou curatif** utilise les dépenses réellement engagées ou approuvées pour éviter ou compenser le dommage à évaluer. Parmi ce type de méthode, on distingue les méthodes s'appuyant sur les dépenses engagées par les individus en raison de comportements d'évitement (méthode de **comportement d'évitement** – Averting behavior method), et les méthodes s'appuyant sur des coûts réglementaires décidés par l'autorité publique (méthode des coûts de régénération – restoration cost method). Exemple : une valeur peut être calculée pour une tonne de NOx émise à partir du coût marginal de la mise en place effective d'un procédé de réduction des émissions de NOx. Il est important de noter que ce type de méthode ne s'appuie que sur des dépenses qui ont réellement été engagées ou ont été approuvées dans le cadre d'une politique publique, ce qui différencie ces méthodes des méthodes de coûts d'évitement (*abatement costs*) seulement fondées sur un coût potentiel (voir définition spécifique).
- **Choix hédoniste ou prix hédoniste** (*Hedonic pricing method*) - En comparant le prix des logements, on essaie d'en inférer la valeur que les acheteurs accordent à certaines caractéristiques du logement acheté (par exemple la proximité ou non d'une usine polluante). Une variante de la méthode du prix hédoniste est la méthode des **salaires compensatoires**, qui consiste à estimer le consentement à recevoir (CAR) des salariés pour subir le risque supplémentaire en comparant le risque couru et le surplus de salaire (Pearce et al., 2006).
- **Coût du trajet ou coût des déplacements** (*Travel cost method*) - On calcule les dépenses engagées par les personnes visitant un site (forêt, parc naturel, lac, etc.) pour estimer leur consentement à payer pour profiter de ce site.

Méthodes des préférences déclarées (*Stated preferences approach*)

Les méthodes des préférences déclarées fonctionnent sur la base de sondages qui cherchent à estimer combien un individu est prêt à payer (respectivement à recevoir) pour éviter un certain dommage (respectivement pour subir un certain dommage). Parmi les méthodes des préférences déclarées, nous avons :

- **Évaluation contingente (*Contingent valuation*)** est une méthode d'enquête auprès d'individus pour connaître leur consentement à payer (CAP) ou consentement à recevoir (CAR) pour une amélioration ou dégradation hypothétique d'un bien environnemental. L'évaluation contingente repose sur la présentation d'un scénario d'offre, description d'un bien ou d'un service de manière verbale ou picturale, et sur l'interrogation directe de l'individu sur son CAP. Le résultat est une évaluation globale, ne permettant néanmoins pas de voir le(s)quel(s) des attributs du bien les répondants valorisent en particulier.

Exemple pour un bien marchand : on présente les avantages liés à l'acquisition d'un appartement (nombre de pièces, du prix, de l'étage, de l'exposition, etc.) puis on propose un prix potentiel ou une liste de prix potentiels au consommateur afin qu'il exprime son CAP. Cela typiquement formulé ainsi : « une telle offre vous est soumise. Veuillez indiquer le prix maximum que vous seriez prêt à payer » ou « seriez-vous prêt à payer x euros pour une telle offre ? ».

- L'analyse conjointe (Conjoint analysis) est une méthode de décomposition qui estime la structure des préférences d'un individu, étant donnée son évaluation globale d'un ensemble d'alternatives pré-spécifiées en termes de modalités d'attributs. Cette méthode permet d'expliquer les préférences des individus pour un bien en fonction de ses attributs et d'en déduire ainsi leur importance dans l'évaluation globale du consommateur.

Exemple pour un bien marchand : on estime la préférence d'un individu pour un appartement en fonction du nombre de pièces, du prix, de l'étage, de l'exposition, etc. (les différents attributs à évaluer) en présentant différents scénarios, chaque scénario étant explicitement constitué d'une combinaison des différents attributs, puis en lui demandant : « classez ces différentes offres » ou « laquelle préférez-vous ? », ou encore « parmi ces différentes offres, laquelle seriez-vous prêt à acheter ? ». L'analyse conjointe produit une évaluation globale à partir de laquelle il sera possible d'estimer, indirectement, le CAP, mais également l'utilité individuelle de tous les attributs du bien. Ainsi, nous pouvons ensuite comparer deux biens aux attributs semblables, ou comparer deux biens subissant des dommages environnementaux différents (référence et choix alternatif).

Plusieurs méthodes d'analyse conjointe existent (Guillot-Soulez, 2009) :

- **Choix expérimentaux** (aussi connu comme Trade-off) : les répondants doivent faire des choix entre des options définies par des tableaux croisant les niveaux de plusieurs attributs
- **Analyse conjointe adaptative** : les individus sont soumis à l'exposition de profils deux à deux. L'administration se fait par ordinateur et les individus émettent un jugement de préférences sur les paires de concepts qui leur sont présentées
- **Méthode des profils complets** : chaque répondant est exposé à un ensemble complet de combinaisons d'attributs. Le répondant doit classer les profils (classement contingent) ou leur attribuer une note en fonction de ses préférences (notation contingente). (Le nombre d'attributs ne doit pas être trop élevé).

Méthode des coûts évités (*Abatement cost method*)

Cette méthode consiste à utiliser les coûts potentiels qu'il faudrait engager pour diminuer ou supprimer un dommage, par exemple en utilisant la technologie marginale de remplacement ou la mesure marginale permettant d'éviter le dommage. Par opposition aux méthodes de coûts engagés à titre préventif, dans la mesure où il n'y a pas de preuve concrète qu'un individu ou une entité publique s'engage à dépenser un tel coût pour diminuer ou supprimer le dommage, cette méthode n'est pas, du point de vue économique, appropriée pour estimer la valeur monétaire d'un bien. Par ailleurs, cette méthode ne fournit pas une estimation du coût du dommage (il n'y a pas forcément de lien direct entre le dommage et le coût nécessaire pour l'éviter).

Méthode de transfert de bénéfices (*Benefit transfer method*)

Extrapolation des résultats d'une étude existante à une autre situation plus ou moins semblable.

Méthode de méta-analyse (*meta analysis*)

Compilations de valeurs tirées d'études précédentes en utilisant des méthodes statistiques (identification d'*outliers*, calcul de moyennes, régression linéaire, etc.).

Monétarisation (*monetary valuation*)

Approche consistant à exprimer en termes monétaires les externalités sociales ou environnementales d'un système : externalités négatives (dommages infligés par la pollution, et autres pressions, à la société et aux écosystèmes), ou externalités positives. Les effets de la pollution sont nombreux et variés et leur monétarisation consiste à évaluer tous ces effets avec une unité unique.

Le terme de « monétisation » (anglais : monetisation) est parfois utilisé également. En anglais, dans la littérature d'économie de l'environnement, on trouve indifféremment les deux termes « monetary valuation » et « monetisation » pour désigner la monétarisation. Cependant, nous ne recommandons pas l'utilisation de ce terme car en français il est plus généralement employé pour décrire le fait de tirer des revenus économiques d'une activité rendue disponible gratuitement aux utilisateurs directs (souvent au moyen de publicités). Ainsi, dans le contexte de l'économie digitale, la monétisation d'audience désigne généralement la valorisation de l'audience d'un site Internet, d'une application mobile, d'une chaîne YouTube ou d'une newsletter, en la transformant en revenus, notamment via l'inclusion de publicités.

Surplus du consommateur (*consumer surplus*)

La différence entre le consentement à payer du bien considéré et le niveau du prix de marché.

Taux d'actualisation (*discount rate*)

L'actualisation permet d'intégrer la dimension temporelle des choix publics et privés en rendant possible l'agrégation de flux monétaires intervenant à des périodes différentes. Les arbitrages intertemporels sont habituellement réalisés par l'application d'un facteur d'actualisation entre deux périodes successives, que l'on peut aussi exprimer sous la forme d'un taux a tel que :

« 1 euro disponible cette année est équivalent (i.e. procure à l'agent concerné la même utilité) à $(1+a)$ euros disponibles l'année suivante, a étant appelé taux d'actualisation. »

L'actualisation représente la préférence pour le présent. Un goût prononcé pour le présent s'incarne dans un taux d'actualisation élevé propice aux investissements à retour rapide ; à l'inverse, un goût marqué pour le futur se traduit par un taux d'actualisation faible ouvrant la voie à des réalisations de long terme. Le taux d'actualisation joue un rôle crucial dans l'évaluation des projets, c'est donc un outil majeur des choix publics (Mission d'évaluation des politiques publiques, 2008)⁴.

Valeur (*value*)

La **valeur** d'un bien est la somme totale que des individus sont prêts à payer pour en disposer, ou sont prêts à recevoir pour ne plus en disposer. Pour les biens environnementaux, on utilise la notion de Valeur Economique Totale (VET), dont la Figure 1 présente les différentes composantes, ces composantes étant définies plus bas.

⁴ Pour plus d'informations sur le taux d'actualisation, consulter : Commissariat Général au Développement Durable (2011) Taux d'actualisation et politiques environnementales – un point sur le débat. Ministère de l'Ecologie du Développement durable, des Transports et du Logement (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED42.pdf>, consulté le 9 janvier 2017)

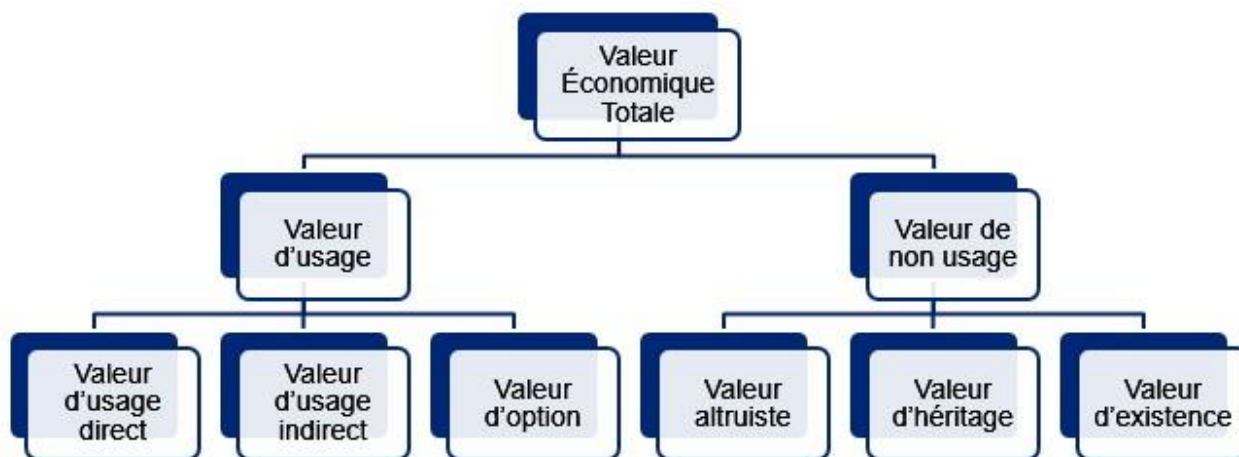


Figure 1 – Schéma des différentes composantes de la Valeur Economique Totale

Pour la valeur d'usage, on distingue :

- **Valeur d'usage direct (*direct use value*)**. Les individus utilisent le bien en le consommant (récolte agricole par exemple) ou sans le consommer (promenade dans un site naturel par exemple).
- **Valeur d'usage indirect (*indirect use value*)**. La société profite des services fournis par un écosystème (par exemple la fonction de puits de carbone des forêts ou réduction des crues par les forêts).
- **Valeur d'option (*option value*)** (valeur d'usage potentiel). Les individus sont disposés à payer pour bénéficier de la possibilité d'utiliser le bien dans l'avenir.

Pour la valeur de non-usage (ou valeur d'usage passif), on distingue :

- **Valeur altruiste (*altruistic value*)**. Consentement à payer d'un individu pour que d'autres personnes puissent aujourd'hui utiliser le bien.
- **Valeur d'héritage (*bequest value*)**. Consentement à payer d'un individu pour que les générations suivantes puissent utiliser le bien.
- **Valeur d'existence (*existence value*)**. Consentement à payer pour conserver l'existence d'un bien alors que l'individu pense que ni lui-même ni quelqu'un d'autre n'utilise ou n'utilisera ce bien.

Pour la santé humaine, la valeur d'usage direct est composée de :

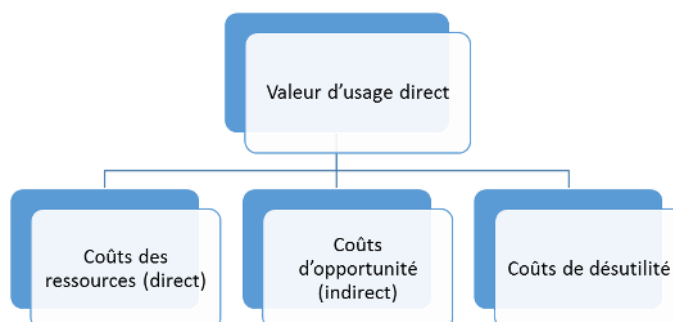


Figure 2 – Schéma des différentes composantes de la valeur d'usage direct pour la santé humaine

- **Coûts des ressources** : Frais médicaux et non-médicaux (par exemple, un adulte atteint d'une maladie doit payer pour que quelqu'un garde ses enfants) associés au traitement d'un problème de santé.
- **Coûts d'opportunité** : Perte de productivité ou de temps libre en raison du problème de santé (cela recouvre généralement principalement les revenus non gagnés à cause de la perte de productivité).
- **Coûts de « désutilité »** : Douleur, souffrance, malaise, anxiété associés au problème de santé.

Valeur d'agrément (*amenity value*)

Les valeurs d'agrément sont les caractéristiques qui influencent et améliorent l'appréciation des gens d'une région particulière. Ces valeurs sont dérivées de caractéristiques plaisantes, de la cohérence esthétique et des attributs culturels et de loisir d'une région.

2. La monétarisation en pratique

Ce chapitre est un guide pratique, destiné en priorité à un praticien ACV en entreprise qui envisage de réaliser une ACV monétarisée. Il a pour objectif de le guider tout au long de la démarche, à la fois :

- en l'orientant sur les voies les plus adaptées à sa situation via un **arbre de décision** pratique pour la réalisation de la monétarisation d'impacts environnementaux à partir d'une ACV en entreprise ;
- en lui apportant des éclairages didactiques pour l'aider sur certains points particuliers : **fiches pratiques** numérotées de 0 à 8.

2.1. Démarche générale

La démarche générale est présentée dans l'arbre de décision (AD 0) suivant (Figure 3). Le détail de chaque étape de la démarche et les arbres de décision (AD 1 à 4) sont détaillés dans les prochaines sections.

Nous proposons de structurer la démarche de monétarisation d'une ACV en deux itérations :

- une première itération fondée sur des facteurs de monétarisation génériques (AD 2 - Figure 8, page 21) ;
- une deuxième itération, fondée sur des facteurs de monétarisation spécifiques et permettant d'approfondir les enjeux spécifiques du système analysé (AD 4 - Figure 10, page 34).

Avant chaque itération, des questions sur les objectifs (AD 1 - Figure 4, page 16) et l'approche (AD 3 - Figure 9, page 32) sont posées afin de s'assurer de la pertinence et de l'utilité de la démarche.

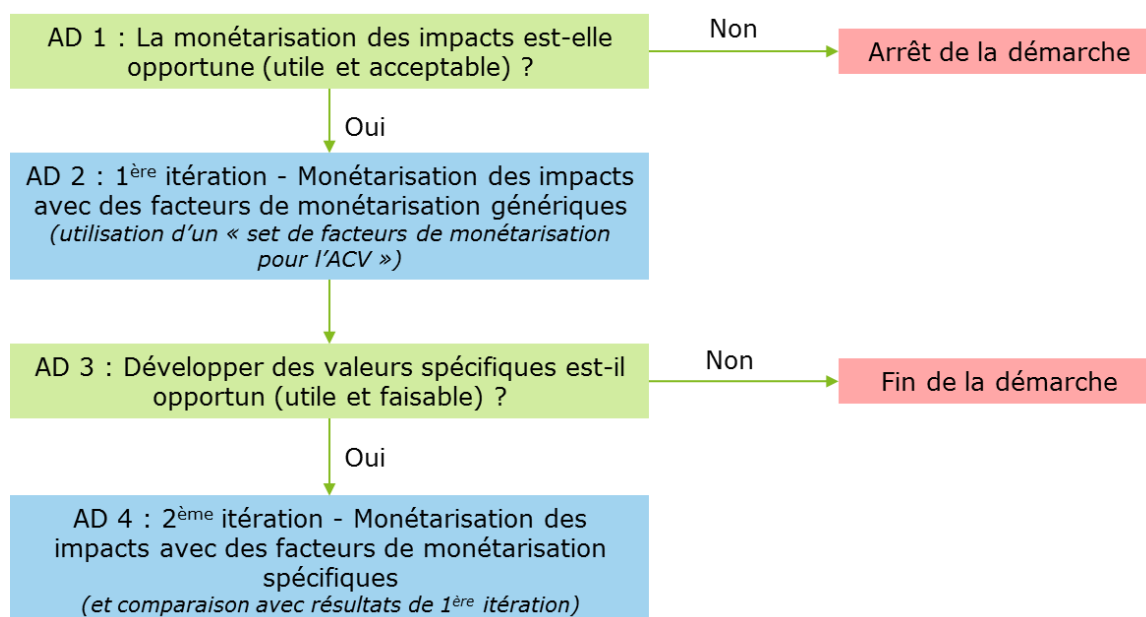


Figure 3 – Arbre de décision 0 : Schéma général des arbres de décision détaillés dans les sections suivantes

2.2. Arbre de décision 1 (AD 1) – Opportunité de la monétarisation

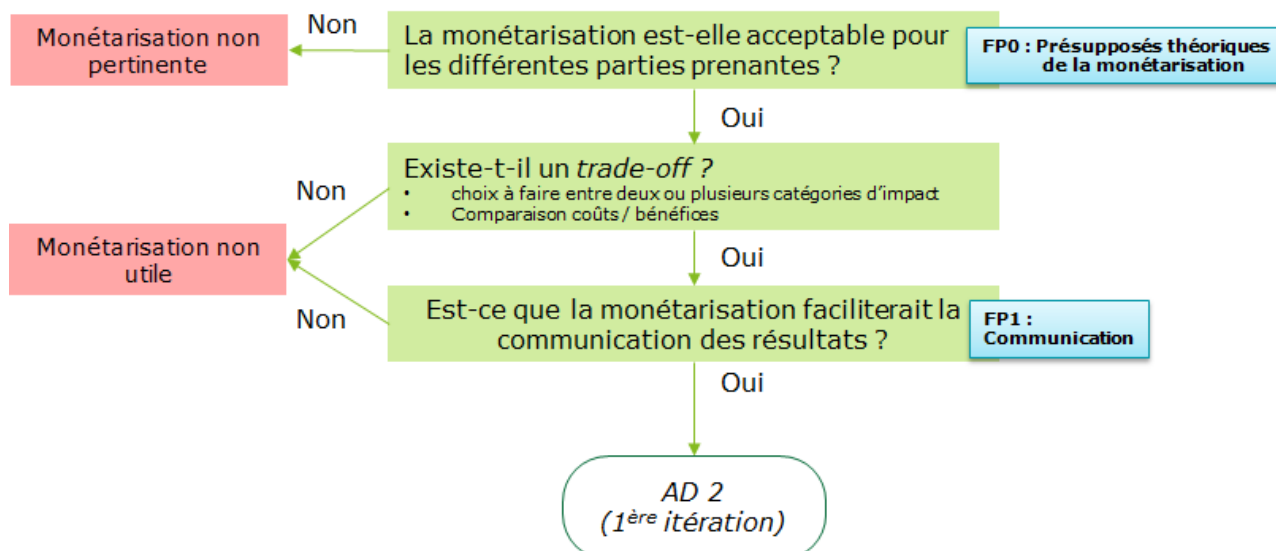


Figure 4 – Arbre de décision 1 – Opportunité de la monétarisation

L'arbre de décision 1 concerne les réflexions préliminaires d'une étude de monétarisation. Avant de se lancer dans l'exercice de la monétarisation, il faut avoir conscience des présupposés théoriques sur lesquels elle repose et s'assurer que cette approche ne va pas à l'encontre des valeurs des parties prenantes (client, entreprise, etc.). Les principaux présupposés théoriques de la monétarisation sont rappelés dans la fiche pratique 0 (FP0, page 17).

Dans le cadre d'une ACV, un des objectifs de la monétarisation est l'obtention d'une unité unique pour les différents indicateurs d'impact ou de dommage. Cela est notamment utile dans les cas d'une analyse comparative de deux systèmes (ou plus) ayant des performances plus ou moins bonnes selon l'indicateur d'impact environnemental considéré, comme illustré par la Figure 5, dans la FP1 (page 18). Parmi les différentes méthodes de calcul d'un score unique, un des avantages de la monétarisation est de permettre de comparer les résultats avec les coûts privés – et donc de les utiliser, si besoin, dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices⁵.

Comme mentionné en introduction, la monétarisation est une méthode intéressante. Cependant, ses limites étant importantes, il n'est pas recommandé de l'utiliser plus que nécessaire, au sens où il est recommandé de vérifier que la monétarisation apporterait un plus significatif par rapport aux autres méthodes d'évaluation (i.e. que l'on suit bien l'un des objectifs cités ci-dessus) et qu'elle faciliterait la communication des résultats (voir FP1, page 18).

⁵ Il faut toutefois être clair et transparent sur le type de dommages quantifiés : tandis que les ACV quantifient des dommages potentiels, les ACB, en fonction de la méthode choisie, peuvent quantifier des dommages potentiels ou réels.

2.2.1. Fiche pratique 0 : Présupposés théoriques de la monétarisation

La monétarisation repose sur un certain nombre d'hypothèses et de présupposés théoriques, qu'il est bon de garder en tête :

- **Les valeurs monétaires sont pertinentes pour servir de base de comparaison pour la valeur de toutes choses.** Si donner une valeur monétaire à la vie humaine ou à la biodiversité n'est pas compatible avec les principes éthiques d'une partie prenante de l'étude, la monétarisation n'est pas pertinente. Il est important de souligner que la monétarisation ne donne pas des valeurs absolues. Les valeurs traitées sont des valeurs marginales appliquées dans les arbitrages entre les allocations de ressources alternatives, et non pas des valeurs morales telles que la valeur intrinsèque d'une année de vie d'un individu, celle-ci étant bien entendu inestimable. Une grande partie de la critique envers l'utilisation de la valeur marginale provient d'une confusion entre ces deux types de valeurs (marginale et intrinsèque).
- On néglige généralement, du moins partiellement, l'utilité marginale décroissante de la monnaie, i.e. le fait que différents individus n'accordent pas la même importance à une même somme d'argent (à titre d'exemple, un millionnaire et une personne touchant les minima sociaux ne voient pas un gain de 500 € de la même façon).
- **L'objectif général est la maximisation du bien-être social.** La monétarisation s'inscrit dans un cadre théorique où l'on cherche à identifier les investissements optimaux pour augmenter le bien être de l'ensemble de la société. Une hypothèse sous-jacente (nommée le critère de Kaldor-Hicks) est que des mécanismes de compensation pourraient avoir lieu, des 'gagnants' de la nouvelle répartition vers les 'perdants'. Cependant, dans la réalité, ces mécanismes n'ont quasiment jamais lieu spontanément.
- **Comptabilité additive.** Dans la plupart des approches, on considère que l'optimum collectif dérive de la somme des préférences des individus. On considère donc que l'intérêt général est la somme des intérêts particuliers. Le problème est de mesurer le bien être de chacun en sorte qu'il puisse être comparé entre les personnes et ainsi être agrégé.
- **Indifférence aux droits.** On ne tient pas compte des droits des différents individus mais uniquement des bénéfices qu'ils peuvent retirer de quelque chose. En principe on peut, dans une certaine mesure, tenir compte de la répartition initiale des droits en utilisant soit le consentement à payer, soit le consentement à recevoir. Par exemple, pour le cas d'une centrale électrique à charbon, ce n'est pas pareil de (i) demander à une personne qui habite à côté combien elle serait prête à payer pour supprimer la nuisance ; (ii) demander à quelqu'un combien il serait prêt à payer pour éviter les nuisances d'une centrale à charbon qui sera potentiellement installée à proximité.
- **Vision anthropocentrique du monde.** La démarche repose sur les préférences des êtres humains ; les préférences des autres espèces ne sont pas prises en compte (si ce n'est via l'image que peuvent s'en faire certains êtres humains).

Il est particulièrement important de garder ces présupposés théoriques en tête lors des échanges avec les parties prenantes de l'étude (voir la fiche pratique 1 sur la communication de résultats monétarisés).

2.2.2. Fiche pratique 1 : Communication des résultats d'une ACV monétarisée

La monétarisation peut faciliter la communication de résultats d'ACV lorsque, dans le cas de la comparaison de deux systèmes (ou plus), il n'y en a pas un qui soit plus performant sur toutes les catégories d'impact, comme c'est le cas dans l'exemple illustratif ci-dessous (Figure 5) :

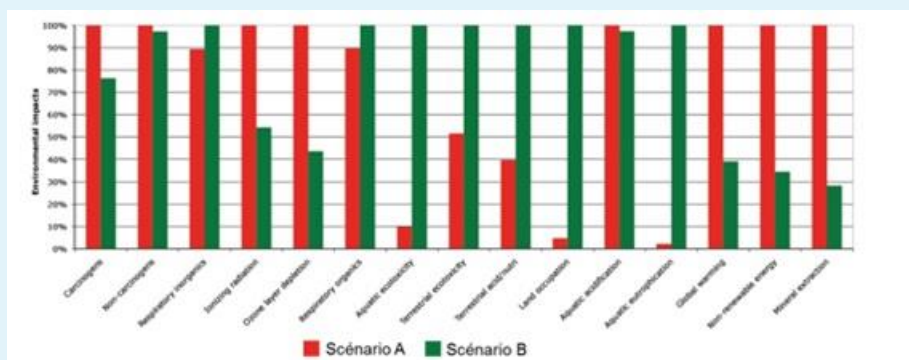


Figure 5 – Exemple de résultats d'une ACV comparative où il n'y a pas un scénario qui soit plus performant sur toutes les catégories d'impact

La monétarisation permet la comparaison des externalités environnementales ou sociales de plusieurs systèmes à l'aide d'un score unique exprimé en valeur monétaire, par exemple en EUR d'une année donnée.

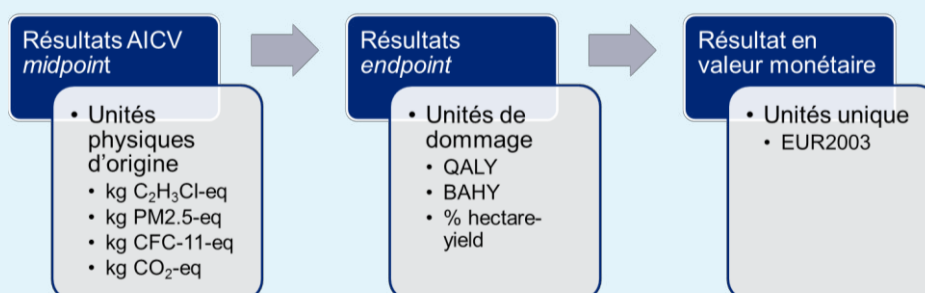


Figure 6 – Exemple des différentes unités appliquées aux différentes étapes de la chaîne de calcul d'une ACV monétarisée

Comme pour toute démarche de communication environnementale, il est nécessaire d'être transparent sur les limites de l'approche :

- Il peut ainsi être pertinent d'évoquer les présupposés théoriques présentés en FP0 (page 17). Ceci permet d'anticiper les critiques d'ordre philosophique qui pourraient être faites aux choix méthodologiques, ou au choix même de la monétarisation comme outil d'évaluation.
- Notamment, il est bon de rappeler que la monétarisation permet d'évaluer la valeur marginale que les individus consentent à payer pour éviter un « petit » changement dans la disponibilité des biens sanitaires et environnementaux (espérance de vie, par exemple), et en aucun cas la valeur absolue de ces biens. Cela est particulièrement vrai pour la monétarisation des dommages sur la santé humaine : on ne peut surtout pas écrire ou dire que la « valeur d'une vie est, dans cette méthode, égale à la somme des revenus des individus ».
- Toujours concernant les dommages sur la santé humaine, la méthode du capital humain prête plus facilement le flanc à la critique que d'autres méthodes. De manière plus générale, le principe même de monétariser la vie humaine, quelle que soit la méthode utilisée, soulève des questions éthiques, et peut être critiqué. S'appuyer sur des valeurs tutélaires reconnues (notamment celles utilisées par des gouvernements ou des organisations mondiales reconnues) est une manière « confortable »

de s'affranchir des critiques (cela est valable pour les dommages sur la santé humaine en particulier, mais sur les autres impacts ou dommages également).

- Si des incertitudes sont calculées (ce qui est recommandé), ou si une étude de sensibilité est réalisée avec plusieurs méthodes de monétarisation, il est important d'être transparent sur ces incertitudes, mais aussi sur les limites de leur évaluation. Parmi ces limites, on peut citer les points suivants :
 - Les incertitudes liées à la caractérisation des impacts ne peuvent pas toujours être quantifiées, soit parce que la méthode de caractérisation employée ne fournit pas d'information concernant l'incertitude des facteurs de caractérisation, soit parce que le logiciel ACV employé ne permet pas d'intégrer ces valeurs d'incertitude dans le calcul d'incertitude global. A noter que certaines méthodes, comme Impact World+, fournissent des valeurs d'incertitude pour les facteurs de caractérisation.
 - Par ailleurs, les méthodes de monétarisation (resp. jeux de facteurs de monétarisation) ne fournissent pas toutes des informations concernant l'incertitude des valeurs de monétarisation obtenues (resp. proposées).

Compte-tenu de tout cela, il est important d'être transparent sur les limites de l'approche, si les incertitudes sont évaluées de manière incomplète (i.e. sans tenir compte des incertitudes liées à une ou plusieurs étapes du calcul).

Des **analyses de sensibilité** sur la méthode de monétarisation peuvent être utiles, et sont recommandées par certains auteurs dans la littérature (voir la revue de littérature, chapitre 3, page 50). L'application de plusieurs méthodes de monétarisation sur une même étude de cas permet en effet de mieux appréhender la robustesse des conclusions. Dans certains cas, même si les valeurs monétaires sont très différentes selon la méthode de monétarisation ou le jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV employé (en valeur absolue), les différences entre les résultats d'impact monétarisés peuvent être faibles. La figure suivante présente un exemple de ce type de situation : le scénario A est mieux positionné que le scénario B quelle que soit la méthode employée, même si les résultats obtenus pour un système donné en fonction du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV employé présentent des écarts importants. Néanmoins, certaines méthodes ne sont pas adaptées pour certains impacts ; ces analyses de sensibilité ne sont bien entendu pertinentes que dans la mesure où les méthodes appliquées sont adaptées au cas étudié (voir FP2, page 24).

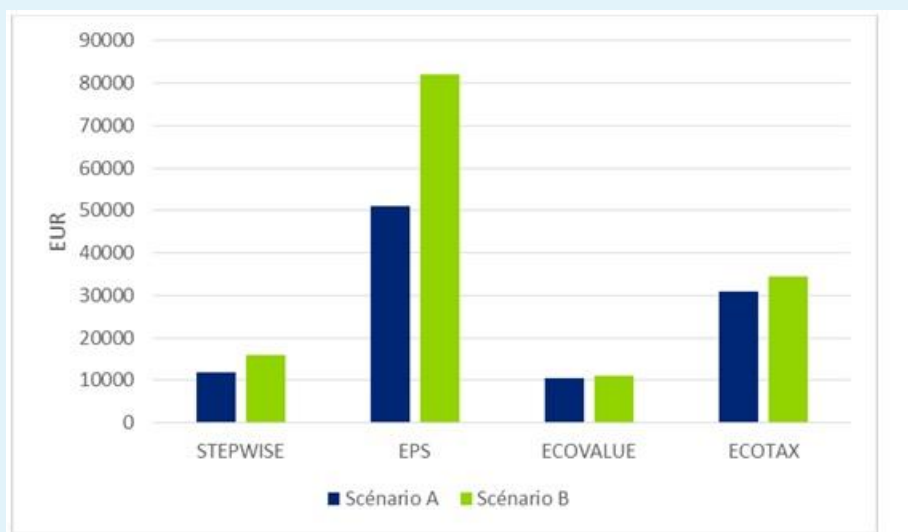


Figure 7 – Exemple de comparaison de deux systèmes selon différents jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV – Illustration du cas où un scénario ou système est mieux positionné quelle que soit la méthode employée, même si les résultats obtenus, pour un système donné, en fonction du jeu de facteurs de monétarisation employé présentent des écarts importants

2.3. Arbre de décision 2 (AD 2) – 1^{ère} itération - Monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation génériques (utilisation de jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV)

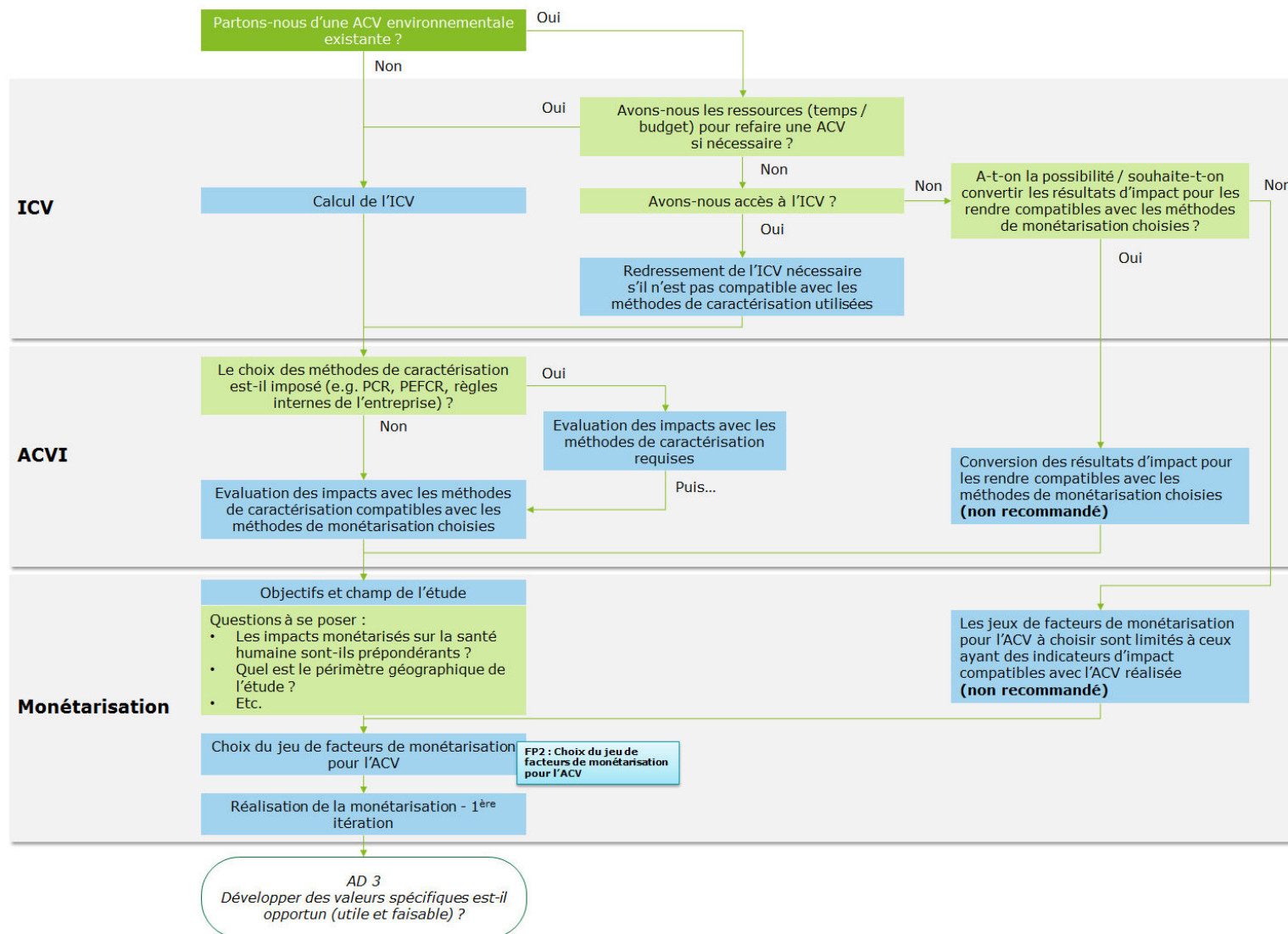


Figure 8 – Arbre de décision 2 – Choix du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV

Une fois que l'utilité de l'approche de monétarisation a été validée, la première itération de la monétarisation consiste à appliquer des facteurs de monétarisation déjà disponibles, par exemple via l'utilisation d'un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV.

Il est préférable d'avoir réalisé l'ACV soi-même ou d'avoir accès à la documentation de toutes les étapes de l'ACV (y compris l'ICV) afin de monétariser les résultats. En effet, les différents jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV ne sont compatibles qu'avec certaines méthodes de caractérisation des impacts (voir FP2, page 24). Identifier les besoins de l'étape de monétarisation au début de l'exercice permet donc de gagner du temps et de choisir les bonnes méthodes de caractérisation d'impact (c'est-à-dire compatibles avec la ou les jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV sélectionnées) dès le démarrage.

Le tableau ci-dessous liste les différentes méthodes existantes qui permettent de convertir directement des résultats d'ACV (*midpoints* ou *endpoints*) en valeurs monétaires et précise les méthodes de caractérisation d'impact ACV avec lesquelles elles sont compatibles.

Tableau 1 - Compatibilité des jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV avec des méthodes de caractérisation d'impact

Jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV (ordre alphabétique)	Méthode de caractérisation d'impact
ECOTAX	CML midpoint excepté sur les ressources où l'approche exergétique est adoptée
ECOVALUE	ReCiPe midpoint
EPS	EPS endpoint
EVR	Midpoints recommandés par l'ILCD (7 catégories)
LIME	LIME endpoint
STEPWISE	STEPWISE endpoint (calculé à partir d'EDIP2003 et IMPACT 2002+)

Dans le cas d'une étude où les méthodes de caractérisation sont imposées par un PCR ou un PEFCR, notre recommandation est de calculer les indicateurs requis par le référentiel, puis les indicateurs compatibles avec la méthode de monétarisation choisie, comme indiqué sur l'arbre de décision 2 ci-dessus. En effet, en pratique le PEF requiert de calculer les indicateurs ILCD (sauf exception à justifier au niveau du PEFCR), et la plupart des programmes de déclarations environnementales de type III recommandent l'utilisation des indicateurs CML (notamment l'international EPD system, la norme EN 15804 pour les produits de construction, le programme PEP Ecopassport). Or, comme nous allons le voir dans la fiche pratique n°2, les jeux de facteurs de monétarisation compatibles avec ces 2 jeux d'indicateurs ne nous semblent pas les plus robustes :

- Méthode compatible avec les indicateurs ILCD : méthode EVR, fondée sur des méthodes de coûts évités et qui de plus n'a pas une couverture complète en termes de catégories d'impact.
- Méthode compatible avec les indicateurs CML (pour la plupart des catégories d'impact) : ECOTAX, valable dans un contexte suédois uniquement.

Il nous semble donc préférable de calculer les indicateurs requis par le référentiel concerné dans un premier temps, puis, pour l'étape de monétarisation, de suivre les recommandations formulées dans la FP2 (page 24), ce qui requiert de calculer d'autres indicateurs d'impact / de dommage (en d'autres termes, refaire l'ACV avec une méthode d'impact adaptée à la méthode de monétarisation choisie). La limite essentielle de cette approche est que, en amont de l'étape de monétarisation, l'utilisation de deux jeux d'indicateurs pour les mêmes catégories d'impact nécessitera une analyse complémentaire (en fonction de la méthode de caractérisation, pour une catégorie d'impact donnée, ce ne sont pas systématiquement les mêmes principaux contributeurs qui ressortent). Cette analyse complémentaire, pour vérifier la cohérence de l'évaluation globale, sera nécessaire à la fois pour bien comprendre l'origine des potentielles différences dans les conclusions, mais également pour mieux calibrer la communication des résultats de l'étude. Procéder ainsi paraît néanmoins préférable au fait que les méthodes de caractérisation requises imposent la méthode de monétarisation à appliquer.

On ne peut que souhaiter le développement de jeux de facteurs de monétarisation robustes et compatibles avec les indicateurs recommandés par les référentiels méthodologiques les plus reconnus ou utilisés.

Par ailleurs, la monétarisation des résultats d'une ACV déjà réalisée n'est pas recommandée en raison de l'incompatibilité potentielle des indicateurs d'impact évalués avec les facteurs de monétarisation des jeux analysés. Aujourd'hui aucun jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV n'est adapté au jeu complet d'indicateurs ILCD (le jeu de facteurs EVR l'est partiellement – seulement 7 catégories d'impact). Ainsi, pour appliquer par exemple STEPWISE à une ACV « ILCD », des conversions des résultats de l'ACV seraient une étape obligatoire entraînant des fortes hypothèses. Pour l'illustrer, un résultat pour la catégorie d'impact acidification, calculé avec la méthode « *Accumulated Exceedance* » (Seppälä et al. 2006) en **moles H⁺** doit être converti en **m² unprotected ecosystem** pour qu'il soit compatible avec la méthode de caractérisation EDIP2003 préconisée dans STEPWISE. La conversion est difficile et nécessite une connaissance fine du chemin parcouru par le polluant jusqu'au *midpoint* des deux méthodes de caractérisation.

Si les résultats de l'ACV déjà faite ne sont pas compatibles avec les jeux de facteurs de monétarisation mais si l'on a accès à l'ICV, les résultats peuvent être recalculés. Il faut cependant s'assurer que l'ICV soit dans le bon format – des problèmes de nomenclature peuvent faire qu'un flux n'est pas pris en compte dans la caractérisation d'impacts telle qu'implémentée dans le logiciel ACV utilisé.

En pratique, les questions sur la compatibilité de l'ACV avec les jeux de facteurs de monétarisation doivent être analysées en parallèle du choix du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV.

La FP2 présente une analyse des jeux de facteurs de monétarisation existants, leur champ d'application, avantages et limites afin de guider le choix du praticien ACV.

2.3.1. Fiche pratique 2 : Choix du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV

1) Monétarisation des *midpoints* ou des *endpoints* ?

Parmi les six jeux de facteurs de monétarisation qui sont analysées dans la suite, EPS, LIME et STEPWISE monétarisent des dommages (*endpoints*) tandis qu'ECOTAX, ECOVALUE et EVR monétarisent des impacts (*midpoints*).

En théorie, il est plus recommandé de monétariser des *endpoints* (dommages) que des *midpoints*, pour les raisons suivantes :

- Dans l'optique de l'Analyse de Cycle de Vie, nous cherchons à monétariser les dommages. De même, dans le contexte de l'économie du bien-être, nous cherchons à monétariser les changements en utilité, il est donc plus cohérent d'utiliser une méthode se fondant sur la monétarisation des *endpoints* qui visent à déterminer des dommages (liés à l'utilité).
- En lien avec le point précédent, la modélisation physique de la chaîne de cause à effet, depuis une émission polluante jusqu'au dommage qu'elle engendre sur une aire de protection (*endpoint*) permet de rendre l'incertitude explicite – tandis que pour les méthodes *midpoint*, cette incertitude est généralement ignorée, ou pas explicitée⁶.
- Il est généralement plus facile d'exprimer un CAP pour un *endpoint* (par exemple, pour préserver la santé humaine ou sur la biodiversité) que sur un *midpoint* (par exemple, une quantité de polluant équivalent émise, exprimée par exemple en kg éq. CO₂).
- Cela permet d'être à la fois plus exhaustif (on applique les facteurs de monétarisation sur les dommages faits aux 3 aires de protection, alors que dans le cas de la monétarisation des *midpoints* une valeur de monétarisation doit être proposée pour chacun des indicateurs d'impact) et plus cohérent et homogène (la même valeur de monétarisation est appliquée à toutes les impacts qui influencent la même aire de protection).

Note : Certaines méthodes monétarisent des *endpoints*, même si elles proposent des facteurs de monétarisation applicables aux *midpoints* (en intégrant dans les facteurs de monétarisation les facteurs de conversion des *midpoints* en *endpoints*). C'est le cas de STEPWISE – la modélisation de la chaîne de cause à effet entre les *midpoints* et les *endpoints* est détaillée dans Weidema et al. 2007.

2) Utilisation de valeurs tutélaires

Dans certains contextes, des valeurs **tutélaires** font référence. Il s'agit généralement de valeurs largement partagées ou utilisées officiellement par les pouvoirs publics pour monétariser certaines externalités. Ces valeurs ne sont pas forcément fondées sur des méthodes scientifiquement robustes. Mais, dans certaines situations, elles peuvent être utilisées, notamment afin de faciliter la communication et l'acceptation des résultats.

Les deux exemples suivants sont des cas de valeurs tutélaires largement utilisées :

- **Valeur statistique de la vie humaine utilisée par les pouvoirs publics.** Certains gouvernements ou organismes publics utilisent dans leurs évaluations de politiques publiques des valeurs monétaires pour la santé humaine. Ces valeurs sont généralement fondées sur des méta-analyses et représentent donc des valeurs relativement consensuelles. En France, il existe des valeurs tutélaires pour les effets sanitaires de la pollution atmosphérique notamment depuis le rapport

Boiteux II⁷. Ces valeurs ont été dérivées d'études utilisant les méthodes de préférences déclarées. Le rapport Boiteux II évalue ainsi la valeur d'une vie statistique (VVS) à 1,5 million EUR₂₀₀₀ tandis que les valeurs retenues dans le rapport Quinet⁸ sont de 3 millions EUR₂₀₁₀ pour la VVS et de 115 000 EUR₂₀₁₀ pour la valeur de l'année de vie (VAV) et proviennent de la synthèse de l'OCDE de 2012 sur les VVS⁹.

- **Utilisation des prix de marché pour la tonne d'équivalent CO₂.** Dans plusieurs zones géographiques du monde, il existe des marchés d'échange de quotas d'émissions de GES (le système actuellement le plus avancé étant le Système communautaire d'échange de quotas d'émissions, SCEQE ou EU ETS en anglais). Il est parfois envisagé de considérer la valeur de la tonne de CO₂ sur un de ces marchés comme valeur monétaire pour la tonne de CO₂ émise, comme le recommande par exemple le *Department of Energy and Climate Change* du Royaume Uni (5,91 EUR/t CO₂ en 2016 et 78,45 EUR/tCO₂ en 2030)¹⁰. Il faut cependant avoir à l'esprit qu'une telle valeur dépend essentiellement de l'ambition politique à l'origine de ces marchés de quotas. Ainsi le SCEQE n'est actuellement pas compatible avec un scénario sans réchauffement (ce qui devrait être le cas si l'on souhaitait monétariser les dommages ou impacts du changement climatique), ni même avec un scénario « deux degrés » (comme le requiert l'Accord de Paris issu de la COP21).

3) Présentation succincte et comparée des principaux jeux de facteurs de monétarisation

Une analyse des différents jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV a été effectuée dans l'étude SCORELCA de 2012. Nous proposons de repartir de cette analyse et d'en dégager les points principaux, pour les jeux de facteurs de monétarisation jugés les plus pertinents compte tenu de l'objectif de monétariser les résultats d'ACV : nous avons repris les 6 jeux ayant le meilleur score de pertinence pour l'ACV dans l'étude de 2012 (« relevance pour LCA » dans le tableau 5.4 page 32, notes 4/5 et 5/5), et dégagé leurs principales caractéristiques dans le tableau suivant.

⁶ En effet, dans ce dernier cas, on évalue toujours les coûts de dommages, mais implicitement. Par conséquent, il est préférable d'explicitier le calcul jusqu'aux endpoints, sinon une partie du calcul, et l'incertitude associée, restent implicites.

⁷ Commissariat général du Plan (2001), Transports : choix des investissements et coûts des nuisances. Rapport du groupe de travail présidé par Marcel Boiteux, Rapporteur général Luc Baumstark. La Documentation française, Paris.

⁸ Commissariat Général à la stratégie et à la Prospective (2013) L'évaluation socio-économique des investissements publics, Rapport de la mission présidée par Emile Quinet, Rapporteur général Luc Baumstark. La Documentation française, Paris.

⁹ www.oecd.org/env/politiques/vvs.

¹⁰ HM Treasury (2013) The Green Book: appraisal and evaluation in central government. First published:18 April 2013. Last updated:20 October 2015. London: TSO

Tableau 2 - Comparaison des jeux de facteurs de monétarisation – Les jeux sont présentées par ordre alphabétique

« Jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV »	Méthodes de monétarisation sous-jacentes	Caractéristiques principales	Points forts	Points d'amélioration
ECOTAX	Préférences révélées (valeurs monétaires politiques (taxes) utilisées)	Les taux des taxes sont pris comme approximations pour les CAP. Facteurs de monétarisation (FM) estimés pour des indicateurs <i>midpoint</i> (11 catégories d'impact). Les FM pour les catégories d'impact manquantes peuvent être développés. La même méthodologie est appliquée pour toutes les catégories d'impact (mais les données viennent de sources hétérogènes).	Bien documentée. Incertitude des FM fournis via un intervalle min-max	Valeurs calculées pour le contexte suédois. Méthodologie extrapolable à d'autres zones géographiques dans la limite de l'existence d'écotaxes similaires.
ECOVALUE	Préférences déclarées et prix de marché	Spécifique au contexte suédois pour certaines catégories d'impact. Facteurs de monétarisation estimés pour des indicateurs <i>midpoint</i> (seulement 7 catégories d'impact). Les FM pour les catégories d'impact manquantes peuvent être développés si des valeurs de CAP sont disponibles.	Bien documentée. Incertitude des FM fournis via un intervalle min-max	Des catégories d'impact importantes ne sont pas incluses : écotoxicité, déplétion de la couche d'ozone. Cohérence améliorable : les facteurs de monétarisation sont dérivés de différentes études d'évaluation contingente.
EPS	Santé humaine : préférences déclarées (évaluation contingente) Ecosystèmes : préférences révélées Productivité : prix de marché Ressources abiotiques : coûts évités		Bien documentée Incertitude calculée (écart type et distribution)	Calculée pour le contexte suédois (par ex. la valeur de la biodiversité est estimée à partir des dépenses du gouvernement suédois pour préserver la biodiversité locale)
EVR	Coûts d'évitement (coûts de technologies pour éviter la pollution ou substitution de technologies polluantes par	Calculs pour le contexte néerlandais Facteurs de monétarisation estimés pour des indicateurs <i>midpoint</i> (seulement 7 catégories d'impact).	Cohérence dans l'estimation des facteurs de monétarisation – la même méthodologie est appliquée pour toutes les catégories	Les valeurs ne mesurent pas des coûts d'impacts ou de dommages mais des coûts

		des technologies moins polluantes)		d'impact (mais les données viennent de sources hétérogènes).	d'évitement (alors que les ACV cherchent à quantifier des impacts ou des dommages). Robustesse moyenne : les résultats dépendent fortement de la technologie d'évitement. Pas d'évaluation d'incertitude
LIME		Préférences déclarées (choix expérimentaux)	Valeurs de monétarisation calculées pour le contexte japonais.	Robustesse scientifique et cohérence d'ensemble – les facteurs monétaires pour les différentes aires de protection sont estimés en appliquant une méthode homogène. Seule méthode de préférences déclarées appliquée à la biodiversité parmi les jeux de facteurs de monétarisation présentées ici. Incertitudes calculées (Monte Carlo) et explicites.	Répliquabilité complexe (nécessite la réalisation d'un sondage). Prise en compte de l'épuisement de ressources fossiles (qui n'est pas un enjeu dans un contexte de contrainte climatique forte) ¹¹

¹¹ Il est estimé que, pour respecter la contrainte globale des deux degrés (de réchauffement par rapport à l'ère préindustrielle), telle que fixée par l'Accord de Paris en 2015, environ les ¾ des énergies fossiles doivent rester sous terre. Dans un tel contexte, l'épuisement des ressources fossiles ne peut pas être considéré comme un dommage environnemental (à part à cause de ses effets induits, tels que les émissions de GES, prises en compte par ailleurs).

STEPWISE	Capital humain	Santé humaine : N'évalue pas un impact / dommage (DALY) mais un gain (QALY). Or, en économie, un gain est différent d'une perte¹². L'utilisation des revenus pour estimer les dommages sur la santé humaine n'est pas toujours pertinente pour des définitions restrictives de la santé humaine (e.g. DALY inclut seulement l'incapacité), parce que les revenus sont utilisés pour d'autres choses que la santé humaine (loyer, divertissements, etc.), le résultat obtenu recouvrant donc des éléments plus larges que la santé humaine. Néanmoins, c'est en ligne avec la définition de l'OMS de la santé humaine : <i>"State of complete physical, mental, and social well being, and not merely the absence of disease or infirmity"</i>¹³.	Méthode conçue pour estimer des valeurs applicables dans le monde entier. Prend en compte explicitement l'hypothèse de la contrainte budgétaire. Prend en compte des impacts positifs et négatifs.	La Valeur pour les dommages aux écosystèmes est un pourcentage de la valeur donnée aux QALY : il s'agit d'une 1^{ère} approche à améliorer¹⁴. La valeur pour les QALY est fondée sur l'estimation d'un gain potentiel, i.e. un gain correspondant à une situation idéale.
-----------------	----------------	---	---	--

¹² Le fait de ne prendre en compte que les CAP et jamais les CAR comme complètement la différence entre gain et perte dans la monétarisation. Notons toutefois que cette caractéristique est commune à la grande majorité des méthodes de monétarisation.

¹³ La question de la définition de l'aire de protection « santé humaine » renvoie également au débat sur le recouvrement potentiel des aires de protection, par exemple entre les écosystèmes et la santé humaine.

¹⁴ "We used a value corresponding to valuing the current global ecosystem impacts at 2% of the potential income, i.e. 1500 EUR/person year or 1400 EUR/BAHY, stressing that this is purely a proxy value in order to show the importance of being able to express ecosystem damage in monetary terms, waiting to be replaced by better estimates to be made directly by choice modelling." (Weidema 2009)

4) Recommandations spécifiques par aire de protection

EPS, LIME et STEPWISE monétarisent des dommages (i.e. au niveau endpoint, sauf dans certains cas pour les ressources abiotiques). Par ailleurs, ce sont les méthodes ressortant comme les plus robustes parmi les 6 jeux de facteurs de monétarisation analysés. Pour chaque aire de protection, une analyse et des recommandations sont proposées, en se concentrant sur ces 3 jeux de facteurs de monétarisation.

Tableau 3 – Analyse et recommandations par aire de protection pour la 1^{ère} itération de l'étude de monétarisation – Utilisation de facteurs de monétarisation génériques

Aire de protection	Analyse et recommandations
Santé humaine	STEPWISE, LIME et EPS se fondent sur la monétarisation des dommages (endpoints), et ressortent comme les méthodes les plus robustes pour monétariser les dommages sur la santé humaine. LIME a une représentativité géographique plus restreinte (Japon) que STEPWISE, qui propose une valeur applicable au monde entier. En outre, STEPWISE prend en compte explicitement la contrainte budgétaire (à noter qu'elle mesure plutôt une capacité à payer qu'un consentement à payer). En pratique, EPS, STEPWISE et LIME donnent des valeurs de même ordre de grandeur pour la santé humaine : 85 000 EUR₂₀₀₀, 74 000 EUR₂₀₀₃ et 111 720 EUR₂₀₁₀ respectivement ou 106 966 EUR₂₀₁₅, 88 011 EUR₂₀₁₅ et 118 689 EUR₂₀₁₅ par QALY ou DALY. Ces 3 méthodes ont leurs propres points forts et limites, et l'application de ces trois méthodes est recommandée. Si une seule valeur doit être appliquée, sauf contexte géographique particulier, STEPWISE est recommandée, pour les raisons suivantes : sa représentativité géographique est mondiale, la méthode prend en compte explicitement la contrainte budgétaire, et en pratique la valeur préconisée est similaire aux valeurs de LIME et EPS (compte tenu des incertitudes).
Biodiversité	Du point de vue conceptuel, LIME serait à recommander pour la monétarisation des dommages causés aux écosystèmes dans la mesure où c'est la seule méthode à adopter une approche de préférences déclarées. La limite de cette méthode pour cette aire de protection est que la valeur est représentative du contexte japonais. EPS utilise une méthode de préférences révélées pertinente seulement dans le contexte suédois (dépenses du gouvernement pour la protection de la biodiversité). STEPWISE propose une première approche, en calculant la valeur des dommages causés aux écosystèmes qui est un pourcentage de la valeur estimée pour la santé humaine. En pratique, EPS et LIME donnent des valeurs de même ordre de grandeur et environ 3 fois supérieures aux valeurs de STEPWISE pour la biodiversité : 110,0 Mrd EUR₂₀₀₀, 107,9 Mrd EUR₂₀₁₀ et 30,8 Mrd EUR₂₀₀₃ respectivement ou 138,4 Mrd EUR₂₀₁₅, 114,7 Mrd EUR₂₀₁₅ et 36,6 Mrd EUR₂₀₁₅ par espèce. L'application d'EPS et LIME est à recommander pour cette aire de protection.
Ressources	L'aire de protection ressources naturelles comprend les impacts sur la productivité des ressources biotiques et l'épuisement des ressources abiotiques. Il est important de rappeler qu'à l'heure actuelle, les indicateurs de consommation de ressources en ACV manquent de robustesse : plusieurs concepts sont utilisés pour évaluer la déplétion des ressources abiotiques, chacun ayant ses forces et faiblesses, et les données de base utilisées (notamment pour estimer les réserves des ressources abiotiques) sont entachées d'une forte incertitude. Par conséquent, la monétarisation de l'impact sur les ressources doit être faite avec une précaution particulière. Avec STEPWISE, la dissipation des ressources abiotiques (évaluée par les coûts énergétiques additionnels pour l'extraction de ressources de réserves moins concentrées dans le futur) a un impact faible comparé à la perte de productivité naturelle des plantes (due à la formation d'ozone photochimique). Au contraire, dans EPS, l'épuisement des ressources a une valeur généralement très importante dans le résultat final d'une ACV monétarisée. Rappelons qu'elle est estimée avec la méthode des coûts évités

(coût de la production de la même ressource de façon alternative et durable). La perte de productivité agricole est prise en compte dans EPS et STEPWISE en appliquant des prix de marché (valeur de la production agricole en Europe).

LIME estime la valeur de l'épuisement des ressources naturelles avec la méthode des préférences révélées mais l'aire de protection (appelée *Social Assets*) est plus large : elle comprend les produits agricoles, les produits forestiers, les produits marins et les minéraux fossiles et non fossiles.

Par ailleurs on pourrait considérer qu'à cause de la contrainte climatique, l'épuisement des ressources fossiles per se n'est actuellement plus un enjeu environnemental – il existe plus de ressources énergétiques fossiles que ce qu'il est acceptable de consommer (par rapport à la limite fixée de 2°C d'augmentation de la température moyenne terrestre).

Les méthodes les plus robustes pour la monétarisation des dommages sur l'aire de protection ressources sont LIME et STEPWISE¹⁵.

5) Mises à jour des méthodes

Les jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV font pour la plupart l'objet de mises à jour régulières. Compte tenu des limites précédemment identifiées, les mises à jour en cours suivantes semblent importantes à noter :

- STEPWISE : une nouvelle version de la méthode devrait être publiée prochainement. Parmi les différentes mises à jour prévues, la monétarisation des dommages sur la santé humaine sera modifiée, l'évaluation des facteurs de monétarisation se faisant en deux étapes :
 - L'évaluation est fondée sur les revenus réels et non plus potentiels des individus, en se fondant sur le PIB spécifique du pays concerné (correction de pouvoir d'achat).
 - Une correction d'utilité (« utility weighting » en anglais) est appliquée pour tenir compte d'une utilité marginale décroissante lorsque les revenus augmentent. En termes plus concrets, 1 Euro supplémentaire vaut plus pour une personne pauvre que pour une personne riche.
- LIME : une nouvelle version, applicable dans tous les pays du G20, a été partiellement publiée en 2015. Pour l'instant, seulement les facteurs de pondération parmi les différentes aires de protection selon les pays du G20 ont été publiés. Les facteurs de monétarisation en tant que tels font l'objet d'un autre article en cours de revue, dans un journal scientifique à comité de lecture.

Les recommandations proposées au paragraphe précédent (section 4 de la FP) sont proposées compte-tenu de l'état de l'art actuel. Ces recommandations ont vocation à être mises à jour au fur et à mesure des avancées et mises à jour méthodologiques des différentes méthodes de monétarisation et jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV.

6) Analyses de sensibilité

¹⁵ En ne comptabilisant pas la consommation de ressources fossiles, si l'on est en phase avec notre recommandation précédente.

EPS, LIME et STEPWISE ressortent comme les jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV les plus intéressantes (à moins que le contexte spécifique de l'étude n'impose d'utiliser des valeurs tutélaires, pour un ou plusieurs impacts).

Compte tenu de tout ce qui précède, et dans la mesure où ces trois méthodes ressortent comme ayant chacune leurs points forts et limites, la réalisation d'analyses de sensibilité pour la monétarisation d'impacts avec l'application de ces jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV est recommandée (voir ci-dessus les recommandations par aire de protection). Cela permet de mieux appréhender la sensibilité des résultats au choix du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV et d'identifier les cas où les différentes méthodes donnent des résultats comparatifs similaires (cas où même si les valeurs absolues peuvent être significativement différentes, les conclusions en termes de comparaison d'impacts entre systèmes ou scénarios analysés restent inchangées – cas illustré par la Figure 7 page 19).

2.4. Arbre de décision 3 (AD 3) - Le développement de facteurs de monétarisation spécifiques est-il opportun ?

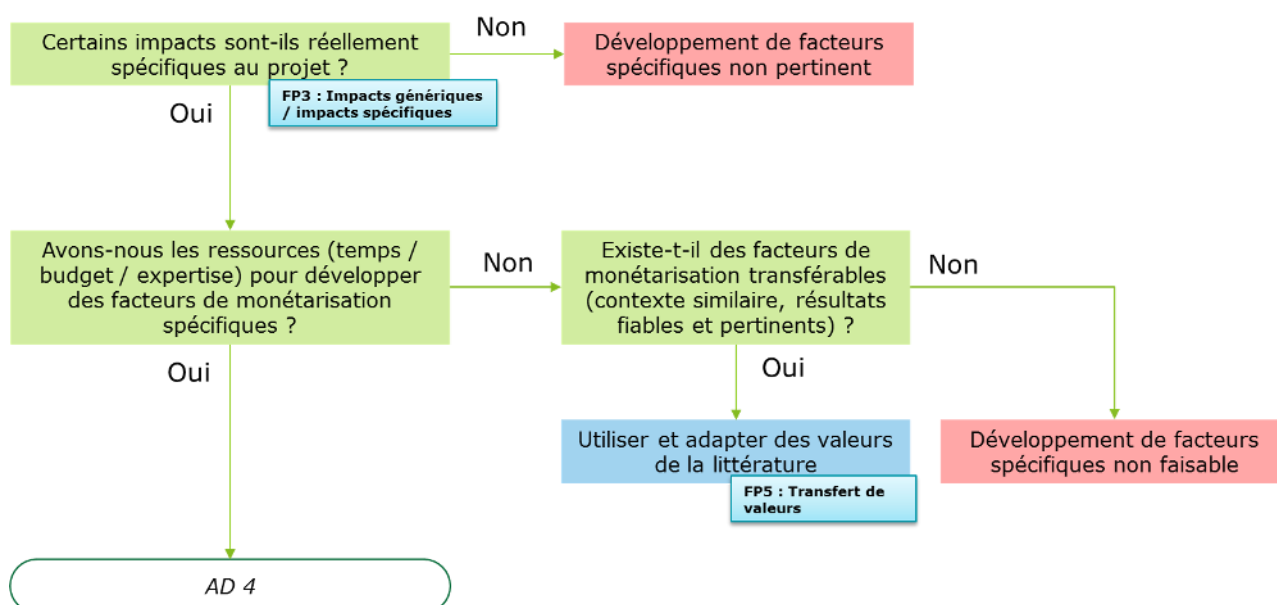


Figure 9 – Arbre de décisions 3 – Pertinence du développement de facteurs de monétarisation spécifiques

L'arbre de décision 3 fait référence à la réflexion nécessaire entre les deux itérations recommandées pour une étude de monétarisation. L'application de facteurs de monétarisation génériques (par exemple valeurs tutélaires, ou facteurs provenant de jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV) permet la réalisation d'un premier calcul et l'identification des étapes et des flux les plus contributeurs sur le scénario évalué (via une analyse des contributions).

A partir de l'interprétation des résultats, il convient de déterminer si certains impacts sont spécifiques et significatifs au projet évalué (voir FP3, page 33) pour les définitions d'impacts spécifiques et génériques).

Si l'existence d'impacts spécifiques est confirmée, la monétarisation de ces impacts en utilisant des facteurs de monétarisation spécifiques (développés pour l'exercice de monétarisation en cours) est recommandée. Le développement de ces facteurs peut s'avérer coûteux et le praticien vérifiera si les ressources et les expertises nécessaires pour ces travaux sont disponibles. Le choix de la méthode de monétarisation à appliquer par impact spécifique identifié est détaillé dans l'arbre de décision 4 (AD 4).

Si les ressources ne sont pas disponibles pour l'estimation d'un facteur de monétarisation spécifique, il est parfois possible d'adapter des valeurs de la littérature – transfert de valeurs (voir FP5, page 42).

2.4.1. Fiche pratique 3 : impacts génériques et impacts spécifiques

Dans le cas présent, nous considérons qu'un impact est **générique** si :

- Il n'est pas propre à un lieu géographique précis ;
- Il est associé notamment aux étapes de cycle de vie dans l'arrière-plan ;
- Des facteurs de monétarisation existent déjà et il n'y a pas de raison théorique qui pourrait justifier l'emploi de facteurs de monétarisation différents pour le projet étudié.
Exemples : réchauffement climatique, impact sur la santé humaine

A contrario, nous considérons qu'un impact est **spécifique** si :

- Il est lié à un lieu géographique précis ;
- Il est associé notamment aux étapes de cycle de vie dans l'avant-plan ;
- Les parties prenantes susceptibles d'être interrogées peuvent avoir un avis motivé sur cet impact.
Exemples : impact d'un parc éolien sur un paysage particulier, biodiversité dans un parc naturel spécifique, etc.

Les impacts spécifiques peuvent être identifiés via une analyse de contributions (*hotspot analysis*). Attention toutefois, les catégories d'impact traditionnelles d'une ACV ne couvrent pas tous les impacts qui peuvent être associés à un projet. Par exemple, l'odeur ou le changement du paysage peuvent avoir comme conséquence un impact sur la valeur d'agrément – d'où l'intérêt d'interroger les parties prenantes pour identifier des impacts significatifs et spécifiques à un projet. Il se peut donc que les impacts spécifiques ne se montrent pas dans une analyse de contributions.

Actuellement, il n'y a pas de solution au niveau logiciel pour la distinction d'impacts spécifiques et génériques dans le cadre d'une ACV. Un traitement a posteriori des résultats de l'ACV (sur Excel, par exemple), lors de la phase d'interprétation des résultats, est recommandé.

2.5. Arbre de décision 4 (AD 4) – Monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation spécifiques

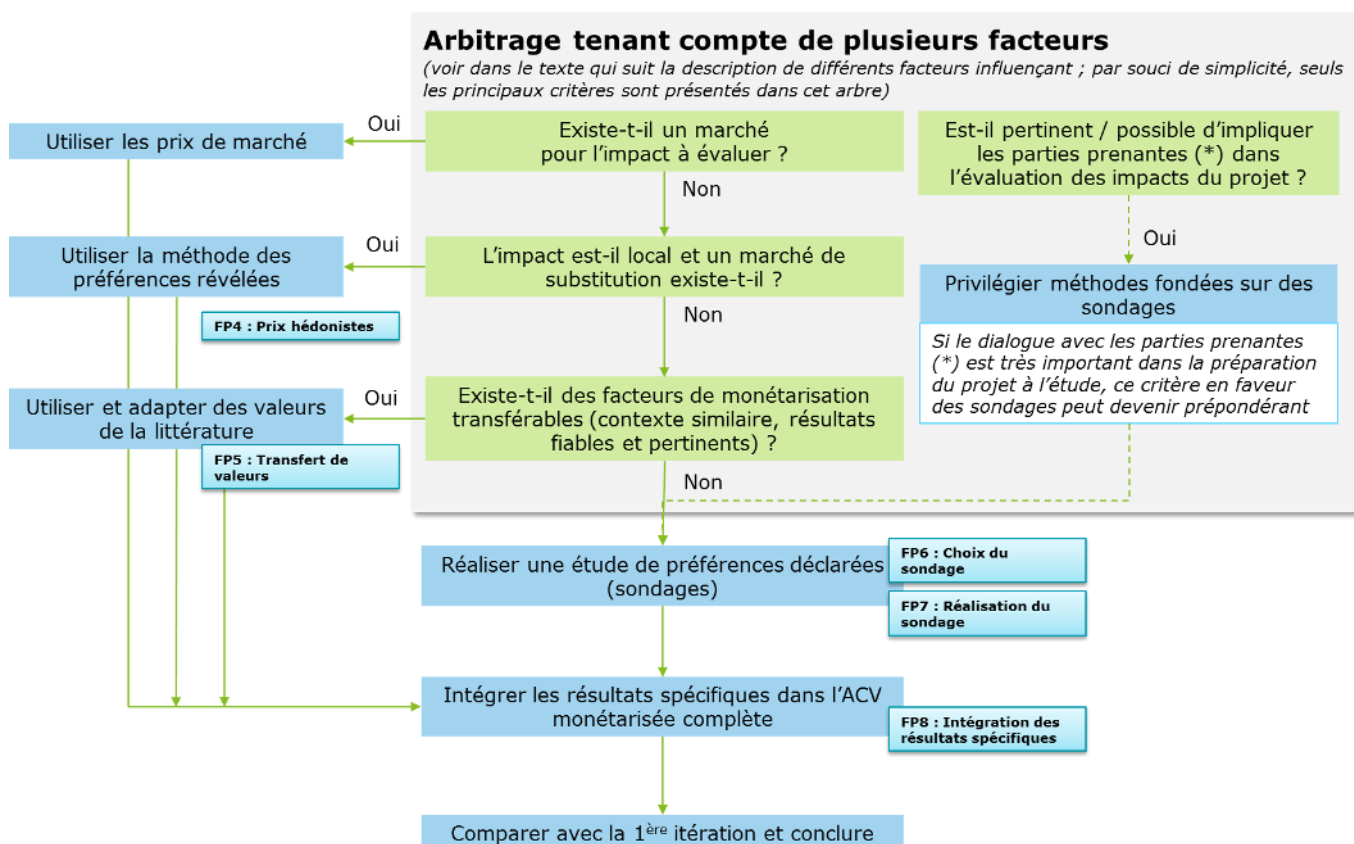


Figure 10 – Arbre de décisions 4 – Choix de la méthode de monétarisation

(*) **Qui considère-t-on comme étant les parties prenantes ici ?** Dans le présent contexte, on considère comme parties prenantes :

- Les personnes morales et physiques potentiellement impactées de façon spécifique par le projet à l'étude ;
- Les personnes morales et physiques pouvant potentiellement avoir un impact spécifique sur le projet à l'étude.

Le choix de la méthode de monétarisation a été représenté de façon simplifiée sous la forme de l'arbre de décision 4 ci-dessus. Il relève en fait souvent d'un arbitrage entre différents facteurs :

- Coût de mise en œuvre de la méthode :
 - Généralement, les coûts des différentes méthodes peuvent être classées ainsi, par ordre de coût croissant : « jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV » < Transfert de facteurs spécifiques < Sondages < Prix hédonistes :
 - Pour une évaluation contingente simple, le budget indicatif est d'environ 60 000 EUR : 10% pour l'élaboration du sondage (description des scénarios, définition des formes de paiement, etc.), 30% pour le sondage pilote et groupes de discussion (focus group), 35% pour le déploiement du sondage, et 25% pour l'analyse des résultats et la documentation de l'étude.

- Pour les choix expérimentaux, le budget indicatif est légèrement inférieur – environ 55 000 EUR – notamment en raison de la moindre taille de l'échantillon (typiquement 600 répondants pour un sondage – mais cela dépend du nombre d'attributs évalués).
- Le budget indicatif pour une étude de prix hédonistes est d'environ 75 000 EUR : 30% pour la recherche et compilation des données de ventes immobilières et des données environnementales, 35% pour la modélisation des données géographiques (geographic information system – GIS), et 25% pour l'analyse des résultats et documentation de l'étude.
- Les coûts varient beaucoup en fonction de la complexité des projets et de la disponibilité des données à exploiter. Par exemple, pour une étude de prix hédonistes où l'on souhaite calculer les impacts visuels ou les nuisances sonores d'éoliennes, des plans tridimensionnels des régions impactées sont nécessaires. Si ces plans sont disponibles, cela réduira le coût de la modélisation des données géographiques à réaliser.
- Couverture de l'ensemble des composantes de la Valeur Economique Totale (VET) :
 - Dans l'idéal, il est souhaitable de s'appuyer sur des méthodes capables de couvrir l'ensemble des composantes de la VET des biens environnementaux étudiés. Certaines méthodes ne sont pas capables de quantifier les valeurs de non usage : les méthodes de prix de marché et des préférences révélées sont pertinentes seulement pour l'estimation de la valeur d'usage des biens environnementaux. Elles ne sont donc pertinentes que lorsque la valeur de non-usage peut être considérée comme négligeable par rapport à la valeur d'usage. Les méthodes de préférences déclarées sont les plus recommandées pour l'estimation de la VET, lorsque la valeur de non-usage est significative et doit être évaluée.
- Capacité à différencier le consentement à payer pour les différents attributs d'un bien :
 - Afin d'avoir une analyse des tenants et aboutissants plus fine, il peut être intéressant de pouvoir isoler la contribution des différents attributs à la valeur monétaire d'un bien. La méthode des choix expérimentaux (préférences déclarées) permet d'avoir cette finesse d'analyse, contrairement à la plupart des autres méthodes (elle permet d'estimer le consentement à payer pour la préservation de chacun des attributs d'un bien).
- Volonté d'impliquer les parties prenantes :
 - Les méthodes de préférences déclarées sont les plus recommandées dans le cas où l'implication des parties prenantes est considérée comme un facteur-clé pour le succès du projet, car elles permettent de les impliquer dans l'étude via la réalisation d'un sondage.
 - Les chaînes d'approvisionnement des produits étudiés en ACV peuvent être complexes et couvrir de nombreuses régions géographiques. Il n'est bien sûr pas pratique et réaliste de convoquer et former l'ensemble des parties prenantes de l'ensemble du cycle de vie du produit étudié pour une concertation. Comme mentionné ci-dessus, dans le présent contexte, on considère comme parties prenantes : les personnes morales et physiques potentiellement impactées de façon spécifique par le projet à l'étude ; et/ou les personnes morales et physiques pouvant potentiellement avoir un impact spécifique sur le projet à l'étude. L'analyse des contributions de la 1ère itération de la monétarisation est utile de ce point de vue puisqu'elle permet une identification préliminaire des parties prenantes potentiellement les plus impactées par le projet, en focalisant a priori sur les procédés d'avant-plan.

En vue de l'arbitrage entre ces facteurs, il n'y a donc pas de hiérarchie absolue qui soit la même dans toutes les situations pour l'application des méthodes de monétarisation. Les différents facteurs doivent être analysés au cas par cas pour effectuer un choix pertinent.

De manière plus générale, l'objectif poursuivi, la faisabilité et les contraintes peuvent influencer sur le choix des méthodes. Il n'est pas possible d'inclure toutes les situations possibles dans l'arbre de décision, celui-ci se voulant synthétique. En revanche, **il est recommandé de discuter cet arbre de décision avec un panel relativement large de personnes au début de l'étude**, lors de la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude. Ce panel devrait inclure à minima : les commanditaires de l'étude (ceux qui la financent), ceux qui vont réaliser l'étude, ceux qui sont susceptibles d'en communiquer les résultats, ceux qui sont susceptibles de prendre des décisions sur la base de ces résultats, voire ceux qui sont susceptibles d'être impactés par les décisions prises sur la base de ses résultats.

Sur le plan technique, on note que les méthodes des coûts évités¹⁶ n'apparaissent pas parmi les choix possibles dans l'arbre de décision présenté ci-dessus. En effet, nous ne recommandons pas ce type de méthode, pour deux raisons principales :

- Les méthodes de coûts évités n'évaluent pas des coûts de dommages mais les coûts marginaux de technologies nécessaires pour éviter les impacts, et rien n'indique que ces deux coûts sont corrélés. En ACV, nous évaluons des dommages potentiels. Ces méthodes ne sont donc pas en ligne avec les principes de l'ACV.
- Ce type de méthode se fonde sur des coûts potentiels, i.e. des scénarios hypothétiques futurs : il n'y a pas de preuve que les coûts retenus pour la monétarisation seront vraiment acceptés par un individu ou un acteur public, par conséquent ce type de méthode n'est pas pertinent du point de vue économique. Ce point les différencie, par exemple, des méthodes de coûts engagés à titre préventif (méthodes de préférences révélées), qui se fondent sur des dépenses qui ont été soit approuvées par les autorités publiques (via, par exemple, des taxes) soit réellement engagées par les individus (méthodes de comportement d'évitement).

¹⁶ A noter que nous distinguons 'couts évités' de 'couts engagés à titre préventif' – ces derniers correspondant à une méthode de préférences révélées – voir Chapitre 1..

2.5.1. Fiche pratique 4 : Méthode des prix hédonistes – quelques remarques générales

L'objectif de cette fiche pratique et de la mise en pratique de la méthode des prix hédonistes dans le cadre de cette étude n'est pas de donner des recommandations sur la mise en œuvre d'une étude de prix hédonistes (ce qui sortirait du cadre de ce projet), mais plutôt :

- **Objectif 1** : De rappeler les situations dans lesquelles l'emploi de la méthode des prix hédonistes est adapté ;
- **Objectif 2** : D'évaluer l'ordre de grandeur du budget nécessaire pour conduire ce type d'étude ;
- **Objectif 3** : D'évaluer les enjeux méthodologiques spécifiques à l'utilisation dans le cadre d'une ACV des résultats fournis par cette méthode, sur la base d'un exemple concret.

Objectif 1 : rappeler les situations dans lesquelles l'emploi de la méthode des prix hédonistes est adapté

Pour rappel, comme mentionné dans l'étude de SCORELCA de 2012 sur la monétarisation, l'emploi de la méthode des prix hédonistes est préconisé pour l'étude d'impacts directement observables (par exemple les nuisances sonores, olfactives ou visuelles d'un site industriel), et sans valeur de non-usage significative. Sur ce deuxième point, la méthode des prix hédonistes est en effet une méthode de préférences révélées, s'appuyant donc sur l'existence d'un marché de substitution, sur lequel seule la valeur d'usage est exprimée.

Objectif 2 : évaluer l'ordre de grandeur du budget nécessaire pour conduire ce type d'étude

Comme mentionné précédemment, le budget indicatif pour une étude de prix hédonistes est d'environ 75 000 EUR : 30% pour la recherche et compilation des données de ventes immobilières et des données environnementales, 35% pour la modélisation des données géographiques (geographic information system – GIS), et 25% pour l'analyse des résultats et documentation de l'étude.

Objectif 3 : évaluer les enjeux méthodologiques spécifiques à l'utilisation dans le cadre d'une ACV des résultats fournis par cette méthode, sur la base d'un exemple concret

Pour rappel, une utilisation typique de la méthode des prix hédonistes est la suivante : en comparant le prix des logements, on essaie d'en inférer la valeur que les acheteurs accordent à certaines caractéristiques du logement acheté (par exemple la proximité ou non d'une usine polluante).

Un point méthodologique essentiel dans la conduite de ce type d'étude est de bien identifier l'ensemble des facteurs influençant le marché de substitution choisi, sans quoi l'analyse serait faussée. Par exemple :

- On souhaite évaluer la valeur de la présence d'espaces verts en milieu urbain, via une méthode de prix hédonistes. Le prix des logements est certes influencé par la présence d'espaces verts à proximité, mais également la qualité des établissements scolaires à proximité. Il s'avère que les établissements scolaires de

meilleure qualité sont dans les zones urbaines plus riches, qui sont en général également des zones urbaines plus vertes. Ne pas tenir compte du facteur « qualité des établissements scolaires » dans l'évaluation de la valeur de la présence d'espaces verts fausserait l'évaluation.

- On souhaite évaluer la valeur de désagrément des éoliennes au Danemark (cas plus proche du cas concret développé plus loin). Il est important d'identifier qu'au Danemark, la présence de fermes d'élevage de porcs influence également le prix, voire la présence de maisons aux alentours. De manière similaire au cas précédent, si l'on n'intègre pas dans l'équation pour l'évaluation de la valeur de désagrément des éoliennes la proximité aux fermes d'élevage de porcs, l'évaluation sera faussée.

Le cas concret développé maintenant est l'évaluation, par la méthode des prix hédonistes, de la valeur de désagrément des éoliennes au Danemark. Cela s'insère dans le contexte du cas d'étude réalisé dans le cadre de ce projet (voir chapitre 4, page 60), où la monétarisation des externalités d'un ensemble de scénarios de production d'énergie au Danemark, incluant la production d'origine éolienne, nécessite l'étude des enjeux spécifiques de chaque filière de production.

Une recherche bibliographique a été menée spécifiquement sur ce sujet dans le cadre de ce projet, et est détaillée en Annexe 1 du présent rapport. Il en ressort que, sur les 5 études de prix hédoniste identifiées, 4 études ne trouvent pas d'impact des éoliennes sur le prix des logements et 1 seule étude (Heintzelman et Tuttle, 2012), conduite aux Etats-Unis dans l'état de New-York, trouve une relation positive entre la diminution du prix des logements et la présence d'éoliennes dans 2 des 3 comtés étudiés.

Nous repartons donc de Heintzelman et Tuttle (2012) pour dériver une valeur de monétarisation pour l'impact sur la valeur d'agrément des éoliennes, à titre illustratif. L'analyse de la méthode d'obtention des pourcentages de baisse de prix ne fait pas l'objet de ce projet, en revanche nous proposons de repartir des résultats finaux de l'étude pour dériver des valeurs directement utilisables dans l'ACV.

Le résultat principal que fournissent Heintzelman et Tuttle (2012) est le % de baisse de prix en fonction de la distance au parc éolien, comme présenté dans le tableau ci-dessous. **Le point-clé est la nécessité de convertir le % de baisse de prix en fonction de la distance au parc éolien en coût de désagrément par MWh de production du parc éolien**, cette unité permettant ensuite de facilement ramener ce coût à l'Unité Fonctionnelle de l'étude.

Tableau 4 - Exemple de résultat d'une étude de prix hédoniste – source : Heintzelman et Tuttle (2012)

TABLE 9 Estimated Percentage Price Declines Using Model 1, Selected Distances				
Distance to Nearest Turbine (miles)	Clinton County		Franklin County	
	Repeat Sales $\beta = -0.040$	Census Block $\beta = -0.052$	Repeat Sales $\beta = -0.044$	Census Block $\beta = -0.111$
<i>Initial Distance = 25 miles</i>				
0.1	19.82	27.80	21.57	45.82
0.25	16.82	23.79	18.34	40.02
0.5	14.49	20.61	15.81	35.22
1	12.08	17.30	13.21	30.04
2	9.61	13.84	10.52	24.45
3	8.13	11.76	8.91	20.97

Les principaux paramètres sont :

- “Initial Distance” : distance « initiale » à la turbine la plus proche, i.e. avant installation du parc éolien étudié.

- “Distance to Nearest Turbine (miles)” : distance « finale » à la turbine la plus proche, i.e. après installation du parc éolien étudié.
- Les résultats quantifiés sont présentés sur deux comtés : Clinton et Franklin.
- 2 méthodes sont appliquées : « census block », fondée sur l'ensemble des transactions immobilières, et « repeat sales », fondée uniquement sur les transactions multiples sur la période temporelle concernée (2000 à 2009).

Nous focalisons dans la suite sur le cas d'une distance initiale de 25 miles (i.e. distance initiale la plus importante sur tous les résultats présentés) pour simuler l'implantation d'un parc éolien dans une zone géographique sans parc éolien à une distance raisonnable. Dans la réalité, il faudrait tenir compte, en « discrétisant » l'espace, des distances initiale et finale de chaque parcelle de terrain pour calculer une valeur de désagrément. Cela est difficilement faisable sans l'aide d'un outil de calcul dédié, en raison de la configuration spécifique liée au fait que chaque logement dans la zone impactée par le projet d'installation du nouveau parc éolien est initialement à une distance spécifique de l'éolienne la plus proche.

La méthode de calcul est présentée dans le tableau suivant. Le calcul est fait pour chaque comté séparément (Clinton, Franklin).

Tableau 5 – Proposition de méthode pour convertir les résultats d'une étude de prix hédonistes pour une utilisation dans le cadre de l'ACV

Etape	Variable calculée (unité)	Formule	Données nécessaires (unité) et sources (si différentes de (Heintzelman and Tuttle 2012))	Commentaires
1	Population (p)	$pop = densite_pop * surface$	• densite_pop (p.m⁻²) : densité de population (de chaque comté) • surface (m²) : surface (de chaque comté) (source : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/36/36033.html)	
2	Nombre de foyers (-)	$nb_foy = pop / nb_pers_par_foy$	• pop (p) : population (source : étape 1) • nb_pers_par_foy (p) : nombre moyen de personnes par foyer (source : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/36/36033.html)	
3	Nombre de transactions immobilières par an (an ⁻¹)	$nb_trans_par_an = nb_trans / t_obs$	• nb_trans (-) : nombre de transactions immobilières sur la période d'observation (2000-2009) • t_obs (an) : durée d'observation, en années = 10 ans (2000-2009)	
4	Temps de résidence moyen (an)	$t_res = nb_foy / nb_trans_par_an$	• nb_foy (-) : nombre de foyers (source : étape 2) • nb_trans_par_an (an⁻¹) : nombre de transactions immobilières par an (source : étape 3)	

Les étapes suivantes sont réalisées pour chaque bande de distance

MONETARISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX AU SEIN DES ACV : REALISATION D'UN CAS PRATIQUE

5	% de baisse du prix de l'immobilier annualisé (an ⁻¹)	$pct_baisse_prix_par_an = 1 - (1 - pct_baisse_prix)^{(1/(t_res - 1))}$	- pct_baisse_prix (-) : % de baisse du prix de l'immobilier sur la période d'observation - t_res (an) : temps de résidence moyen (source : étape 4)	Le % de baisse du prix de l'immobilier est fourni dans le Tableau 4 page 38. Par exemple, dans le cas du comté de Clinton et de la méthode « census block », ce % vaut 17,3% pour la bande de distance centrée autour d'1 mile de distance à la turbine la plus proche.
6	Coût de désagrément par foyer annualisé (USD2008/an)	$CD_par_foy_par_an = val_med_foy * pct_baisse_prix_par_an$	- val_med_foy (USD2008) : valeur médiane d'un logement - pct_baisse_prix_par_an (an⁻¹) : % de baisse du prix de l'immobilier annualisé (source : étape 5)	
7	Nombre d'habitants dans la bande de distance (p)	$nb_hab = surf_bande * densite_pop$	- Surf_bande (m²) : surface de la bande de distance, calculée pour une couronne centrée autour de la distance à la turbine la plus proche considérée - densite_pop (p.m⁻²) : densité de population (même valeur que celle utilisée à l'étape 1)	
8	Nombre de foyers dans la bande de distance (-)	$nb_foy_bande = nb_hab / nb_pers_par_foy$	- nb_hab (p) : nombre d'habitants dans la bande de distance (source : étape 7) - nb_pers_par_foy (p) : nombre moyen de personnes par foyer (même valeur que celle utilisée à l'étape 2)	
9	Coût de désagrément total par an (USD2008/an)	$CD_par_an = CD_par_foy_par_an * nb_foy_bande$	- CD_par_foy_par_an (USD2008/an) : coût de désagrément par foyer annualisé (source : étape 6) - nb_foy_bande (-) : nombre de foyers dans la bande de distance (source : étape 8)	Ici, on multiplie bien par l'ensemble des foyers, car ce sont bien tous les foyers qui subissent le désagrément de la présence des éoliennes, et non uniquement les logements qui ont fait l'objet d'une transaction durant la période d'observation.
Les étapes suivantes sont faites pour chaque comté à nouveau				
10	Production annuelle par parc éolien (MWh/an)	$prod_an_par_parc = PI * taux_charge * 24 * 365$	- PI (MW) : puissance installée - Taux_charge (-) : taux de charge, supposé égal à 25%	Le calcul est fait pour chaque parc éolien : Pour le comté de Clinton : Noble Altona, Noble Clinton, Noble Ellenburg Pour le comté de Franklin : Noble Chateaugay, Noble Belmont
11	Production annuelle moyenne par parc éolien (MWh/an)	$prod_an_moy_par_parc = (\sum_{parcs} prod_an_par_parc) / nb_parcs$	- prod_an_par_parc (MWh/an) = : - nb_parcs (-) : nombre de parcs éoliens par comté (3 pour Clinton, 2 pour Franklin)	

12	Coût de désagrément total par MWh (USD2008/MWh)	$CD_{tot_par_MWh} = (\sum_{bandes} CD_{par_an}) / prod_an_moy_par_parc$	- CD_par_an (USD2008/an) : Coût de désagrément total par an par bande de distance (source : étape 9) - prod_an_moy_par_parc (MWh/an) : production annuelle moyenne par parc éolien du comté (source : étape 11)
----	---	--	--

Le tableau suivant présente les résultats obtenus.

Tableau 6 – Résultats de la conversion des résultats de l'étude de prix hédonistes pour intégration dans l'ACV – Calcul du coût de désagrément en USD2008 par MWh

	Repeat sales		Census block	
	Clinton	Franklin	Clinton	Franklin
Coût de désagrément (USD2008 / MWh)	0,68	0,27	1,00	0,68

On constate que la valeur varie significativement d'une méthode à l'autre (comparaison des résultats obtenus avec les modèles « repeat sales » et « census block »). Ces valeurs peuvent être retenues comme des intervalles de valeur pour le facteur de monétarisation qui sera utilisé. Ces résultats peuvent être utilisés pour monétariser la valeur de désagrément du parc éolien considéré, ramené à l'Unité Fonctionnelle de son Analyse de Cycle de Vie généralement exprimée, pour les ACV de systèmes de production d'énergie, en puissance électrique délivrée (ici : au réseau HT).

On rappelle que l'approche proposée est simplifiée, puisque nous n'avons pas considéré la variation en fonction de la distance initiale mais avons focalisé sur le cas d'une distance initiale de 25 miles (i.e. distance initiale la plus importante sur tous les résultats présentés) pour simuler l'implantation d'un parc éolien dans une zone géographique sans parc éolien « à une distance raisonnable » avant implantation du parc à l'étude. La prise en compte de cette variation nécessiterait l'emploi d'un outil de calcul dédié, en raison de la configuration spécifique liée au fait que chaque foyer dans la zone impactée par le projet d'installation du nouveau parc éolien est initialement à une distance spécifique de la turbine la plus proche.

On note enfin que l'étude de prix hédonistes pourrait tout à fait se fonder sur le marché locatif (version « annualisé » du marché de ventes immobilières).

2.5.2. Fiche pratique 5 : Transfert de valeurs

Le lecteur constatera que cette fiche est appelée à deux endroits dans l'arbre de décision :

- D'une part dans l'arbre de décision 3, lorsque le développement de facteurs spécifiques semble nécessaire mais que le commanditaire n'a pas le temps ou n'a pas mis à disposition le budget pour développer des facteurs spécifiques.
- D'autre part dans l'arbre de décision 4 : s'il y a des valeurs spécifiques développées pour un cas très similaire, valeurs donc extrapolables au cas étudié, il n'y a alors pas d'intérêt d'engager un budget pour développer des valeurs de monétarisation spécifiques via une étude spécifique de prix hédonistes ou de préférences déclarées. Par exemple, si une étude de prix hédonistes ou un sondage ont été réalisés pour un site (parc naturel, site industriel, infrastructure) très similaire au cas étudié, les conditions d'une extrapolation robuste sont à investiguer en priorité.

Le premier cas est donc plutôt un recours « par défaut » tandis que le deuxième cas peut être (en théorie du moins) méthodologiquement plus justifié, ou robuste.

Définition

Pour rappel, la méthode du transfert de valeurs permet d'extrapoler des facteurs de monétarisation d'une étude existante à une autre situation plus ou moins semblable.

Evaluation de la pertinence du transfert de valeurs

Les points d'attention à garder en tête pour évaluer la pertinence du transfert de valeurs sont les suivants :

- Le bien environnemental ou social dont on cherche à estimer le coût de dommage est-il un bien spécifique, ou local (la valeur récréative d'un site naturel local par exemple), ou est-ce un bien global (la biodiversité dans son ensemble par exemple) ? Plus l'enjeu est spécifique, plus le coût de dommage est dépendant du contexte local.
- Si l'enjeu évalué est spécifique, i.e. significativement dépendant du contexte local, quelle est la similitude des deux situations ? Moins les deux situations sont proches, moins le transfert est pertinent. En reprenant l'exemple de la valeur de désagrément des éoliennes évaluée par la méthode des prix hédonistes dans la fiche pratique précédente, valeur estimée via une étude réalisée aux Etats-Unis que l'on chercherait à extrapoler à un parc éolien au Danemark, cette similitude est à analyser selon plusieurs critères :
 - Les systèmes étudiés sont-ils semblables ? Dans notre exemple, les deux types de parcs éoliens sont-ils semblables (nombre de pâles, leur hauteurs, puissances, nombre de rotors...) ?
 - Les contextes locaux des situations de référence sont-ils semblables ? Dans notre exemple, la topographie des zones considérées et l'utilisation de terre sont-elles similaires ?
 - Les marchés potentiellement utilisés pour l'évaluation du CAP sont-ils similaires ? Dans notre exemple, les marchés immobiliers sont-ils semblables ?
 - Les populations dont on évalue le CAP sont-elles semblables ? Dans notre exemple, les résidents sont-ils semblables en matière de sensibilité environnementale, niveau d'éducation, âge, revenus, etc. ?
- Illustrons ces points par deux exemples :
 - Nous souhaitons estimer la valeur récréative d'une forêt des Ardennes françaises en faisant un transfert de valeur à partir d'une étude sur le consentement à payer des promeneurs dans une forêt des Ardennes belges. Dans ce cas, le bien environnemental est spécifique (1^{er} point d'attention) mais les deux situations sont semblables (2^{ème} point d'attention). En effet, les sites naturels sont semblables, et les populations dont on évalue le CAP ont des profils similaires.

- Reprenons l'exemple d'extrapolation de la valeur d'agrément des éoliennes aux EU au cas danois. Pour plusieurs raisons, l'exercice est très limité car (1^{er} point d'attention) l'enjeu évalué est très spécifique et (2^{ème} point d'attention) les situations sont très différentes :
 - Aux Etats-Unis (EU), les parcs éoliens sont moins nombreux et plus importants, tandis qu'au Danemark, les éoliennes de plus petite puissance sont réparties de manière plus homogène sur le territoire.
 - La zone aux EU est particulière : il s'agit d'une zone de type parc naturel, où les habitants résident pour y trouver le calme. Ils sont sans doute particulièrement sensibles à la présence de fermes éoliennes. Au Danemark, il s'agit plutôt d'un paysage plus plat, assez différent de la zone investiguée aux EU.
 - Les populations n'ont sans doute pas la même sensibilité aux questions environnementales : on peut supposer que la population danoise est plus sensible que la population américaine, y compris dans cette région.
 - De plus, la méthode des prix hédonistes donne des résultats qui dépendent fortement de la spécificité du marché immobilier local et de la zone concernée. Le résultat dépendra de la manière dont le marché immobilier réagit à la présence d'éoliennes. On peut considérer que l'étude américaine est spécifique aux comtés de l'état de New-York et valide pour les années 2000 à 2009.
 - L'étude bibliographique que nous avons menée a montré que les résultats des études de prix hédonistes variaient significativement d'une étude à l'autre, ce qui montre que les résultats sont difficilement extrapolables du cas américain au cas danois.

Point d'attention 1 : ajustements de la devise et de l'année de référence

Quand les valeurs de l'étude originale sont dans une autre devise, elles doivent être converties en appliquant un taux de change ajusté du pouvoir d'achat.

Quand les valeurs de l'étude originale sont pour une année de base différente, ces valeurs doivent être converties en utilisant l'indice des prix à la consommation.

Point d'attention 2 : difficulté à estimer les incertitudes introduites par le transfert de valeurs

Une autre potentielle limite du transfert de valeur réside dans le fait qu'il est difficile d'estimer les marges d'erreur de l'extrapolation.

Mise en œuvre du transfert de valeurs

Dans l'exemple de l'application de la valeur de désagrément du parc éolien américain calculée dans la fiche pratique précédente, nous recommandons d'extrapoler la perte de valeur dans le prix de l'immobilier par logement, et ce afin de s'affranchir des variations de densité de population.

Par ailleurs, sauf si l'on met en place une méthode de calcul plus complexe permettant de prendre en compte les variations de « distance initiale » (la distance de chaque logement à la turbine la plus proche avant implantation du parc éolien à l'étude), la valeur calculée comme présenté dans la fiche pratique précédente, pour une distance initiale de 25 miles, n'est extrapolable qu'à une situation sans parc éolien à proximité.

2.5.3. Fiche pratique 6 : Choix du type de sondage

Le sondage réalisé dans le cadre de cette étude (voir chapitre 5 page 76, « Sondage : conception ») permet de mettre en évidence les avantages et inconvénients, pour l'estimation des valeurs monétaires d'externalités environnementales, des méthodes de préférences déclarées testées, à savoir l'évaluation contingente (EC) et les choix expérimentaux (CE). Le tableau suivant synthétise les avantages et inconvénients de chaque méthode.

Tableau 7 – Méthodes de préférences déclarées : avantages et inconvénients des méthodes de choix expérimentaux et d'évaluation contingente

Méthode de préférences déclarées	Choix expérimentaux	Evaluation contingente
Influence des attributs	(+) Permet l'identification de l'influence de chaque attribut individuellement sur le CAP (-) Les attributs peuvent être dépendants (si les attributs sont liés, il est plus difficile de trouver les valeurs de chaque attribut)	(-) Evaluation globale, ne permettant pas la distinction de l'influence des différents attributs sur la valeur monétaire du bien
Taille standard de l'échantillon	(+) Environ 300 répondants nécessaires	(-) Entre 500 et 2 000 répondants nécessaires
Incertitude	(+) Généralement un intervalle de confiance plus étroit	(-) Généralement un intervalle de confiance plus large
Complexité	(-) Besoin d'un logiciel dédié pour la conception expérimentale	(+) Facilité de conception et de mise en œuvre
Temps de réponse du sondage	(-) Le répondant a, généralement, besoin de plus de temps pour compléter le sondage (=) Certains répondants ont plus de facilité à répondre à un questionnaire de choix expérimentaux par rapport à un questionnaire d'évaluation contingente	(+) La question posée lors du sondage est généralement plus directe et la compréhension de l'exercice par le répondant est plus rapide (=) Certains répondants ont plus de facilité à répondre à un questionnaire d'évaluation contingente par rapport à un questionnaire de choix expérimentaux

Nous pouvons relever les points importants suivants :

- **Les choix expérimentaux permettent de fournir plus d'informations que l'évaluation contingente.** Quand plusieurs attributs influencent le CAP (ce qui est le plus souvent le cas), l'analyse des résultats des choix expérimentaux permet l'identification de l'influence de chaque attribut individuellement alors que pour l'évaluation contingente l'évaluation est globale et non différenciée par attribut.¹⁷
- Les choix expérimentaux permettent donc d'être plus précis dans l'interprétation des résultats. En contrepartie, nous constatons une **plus grande facilité de conception pour l'évaluation contingente**. Une difficulté, lors de la conception d'un sondage de choix expérimentaux, est d'être capable de proposer un *trade-off* entre les attributs (dans le sondage pilote réalisé : la santé humaine et la biodiversité) de telle manière à pouvoir distinguer le consentement à payer séparément pour les différents attributs.
- Pour un échantillon de la même taille, **les résultats des choix expérimentaux ont généralement un intervalle de confiance plus étroit que celui d'une évaluation contingente**, donc moins d'incertitude. Pour les mêmes raisons, la taille standard pour l'échantillon d'une évaluation

contingente se situe entre 500 et 2 000 répondants, tandis qu'avec les choix expérimentaux, les résultats peuvent être statistiquement significatifs pour environ 300 répondants.

- **La facilité à répondre à un questionnaire** de choix expérimentaux ou d'évaluation contingente **dépend des répondants** et de leur profil : comme identifié lors du sondage pilote réalisé dans le cadre de cette étude, certains répondants trouvent plus facile de répondre à un questionnaire de choix expérimentaux car les réponses sont plus fermées : certains répondants auront donc l'impression de moins avoir à se poser de question pour y répondre. D'autres répondants trouveront plus facile de répondre au questionnaire d'évaluation contingente car la question posée est plus directe. En lien avec ce point, certains répondants, notamment ceux qui ont des notions d'évaluation environnementale, auront plus de difficulté à répondre au questionnaire de choix expérimentaux car les scénarios qui leur sont présentés peuvent leur sembler proposer des combinaisons d'attributs moins réalistes : ils se demandent alors quel scénario (dans notre cas : de production d'énergie) permet d'obtenir la combinaison affichée de performance sur chaque attribut ?

Ces constats sur les avantages et inconvénients de l'évaluation contingente et des choix expérimentaux, combinés au fait que les deux méthodes ont des coûts de mise en œuvre similaire (voir les ordres de grandeur de coûts présentés au début du §2.5 page 34) permettent de renforcer notre conclusion que les **choix expérimentaux sont, de façon générale, plus recommandés que les évaluations contingentes.**

¹⁷ Une évaluation contingente à plusieurs étapes peut être réalisée pour identifier la valeur de différents attributs. Cela est plus long mais intéressant pour le cas où la définition de plusieurs attributs pour les choix expérimentaux pose problème (par exemple, attributs corrélés).

2.5.4. Fiche pratique 7 : Quelques éléments sur la réalisation d'un sondage (retour sur le sondage effectué lors de cette étude)

Il est reconnu, et nous avons pu le vérifier lors du sondage pilote effectué dans le cadre de cette étude (voir chapitre 5 page 76, « Sondage : conception ») que la définition précise des questions, leur adéquation au cas étudié et au public interrogé sont des éléments délicats et primordiaux pour qu'un sondage soit en mesure de donner des résultats pertinents et exploitables.

Un facteur-clé de succès d'un tel sondage est de conduire le sondage de manière itérative, typiquement en deux temps : tenant compte de la nécessité de concevoir un sondage le plus adapté possible à la question posée et à la population interrogée, la réalisation d'un sondage pilote auprès d'un échantillon plus restreint en première itération permet de tester une première formulation du sondage ainsi que l'influence de certains paramètres-clés avant le déploiement à grande échelle dans un 2^{ème} temps.

Par ailleurs, nous listons ci-dessous quelques recommandations pour aider à la bonne réalisation d'un sondage :

- **Dans l'introduction du sondage, faire référence seulement à la filière qui sera proposée au lecteur dans le scénario à évaluer** : par exemple, dans l'introduction de notre sondage pilote, nous avons présenté les impacts de deux filières sur la biodiversité alors que la question de l'évaluation contingente ne portait que sur une seule filière. Cela a été identifié comme une source de confusion pour les répondants. Nous recommandons que l'introduction fasse référence seulement à la filière qui sera proposée au lecteur dans le scénario à évaluer.
- **Avant de lancer des sondages à « dimension réelle », approfondir la compréhension des résultats du sondage pilote**. Par exemple, dans le cas du sondage pilote réalisé dans le cadre de cette étude, il faudrait approfondir la compréhension des résultats obtenus avec le modèle à structure latente. Il serait préférable de comprendre pourquoi les personnes du segment 1 et celles du segment 2 ont des comportements tellement différents – voir section 10.3.2.2 dans l'Annexe 3. Une piste serait d'identifier des potentielles corrélations entre les personnes des deux segments et leurs comportements envers l'environnement et leurs caractéristiques socioéconomiques. Cela permettrait d'optimiser la conception du sondage, ce qui est l'objectif principal de la phase pilote d'un sondage.
- **Tester l'influence des paramètres-clés sur les CAP** (notamment de l'échelle des bénéfices proposés). Par exemple, dans l'évaluation contingente A de notre sondage pilote, la question posée était « Combien êtes-vous prêt à payer pour protéger 5 km² de forêts ? ». La réalisation d'autres sondages pilotes avec une variation des surfaces (50 km², 500 km², etc.) proposées permettrait d'identifier si les répondants sont sensibles à ce paramètre. Egalement, une extension des montants proposés pour le paiement (des valeurs en dessous de 1 EUR n'ont pas été proposées) serait, dans ce cas spécifique, recommandée.
- **Se fonder sur des sondages déjà réalisés**. Il est difficile non seulement de créer des scénarios (décider de l'échelle des bénéfices proposés dans un scénario alternatif) mais surtout de les communiquer de façon claire et transparente. La quantité de « paramètres » qui peuvent influencer la réponse (niveau de détail dans la description des scénarios, fondement scientifique, style littéraire, valeurs proposées, ordre des questions, etc.) est très importante. Une recommandation pour l'élaboration d'un nouveau sondage est donc de se fonder sur l'existant.
- **Les scénarios du sondage doivent présenter un choix (trade-off) clair**. Par exemple, dans notre sondage pilote, les impacts sur la santé humaine variaient dans la même direction que les impacts sur la biodiversité (spécificité de l'étude de cas choisi). Il sera plus facile de distinguer les préférences de la population pour chacun des attributs avec une étude plus adaptée à nos objectifs.

Il faut bien noter toutefois que la préparation d'un sondage pertinent nécessite une expertise que ne possèdent en général pas les praticiens ACV. **Il est donc fortement recommandé de s'appuyer sur les compétences d'experts spécialisés dans le domaine.**

2.5.5. Fiche pratique 8 : Intégration des résultats spécifiques dans l'évaluation plus globale

A ce stade de l'étude, on dispose de résultats d'ACV monétarisés avec une méthode générique, et de résultats de monétarisation sur les enjeux spécifiques au système étudié. La question se pose donc de la combinaison des résultats dits « spécifiques » (résultats sur les enjeux spécifiques) avec les résultats de l'ACV monétarisée sur l'ensemble des catégories d'impact (ou avec la meilleure couverture possible en termes de catégories d'impact).

Envisageons trois cas typiques :

1. Monétarisation des impacts d'un parc éolien sur son cycle de vie : l'enjeu spécifique, dans ce cas, serait typiquement le désagrément causé par la présence d'éoliennes potentiellement à proximité d'habitation (syndrome NIMBY¹⁸).
2. Monétarisation des impacts de la production d'électricité par une centrale à charbon, ou du transport de personnes ou marchandises en voiture ou camion diesel : l'enjeu spécifique serait typiquement l'impact sur la santé humaine des émissions de particules.
3. Monétarisation des impacts du service de traitement de déchets par valorisation énergétique dans un incinérateur : ici l'enjeu spécifique serait typiquement l'impact sur la santé humaine des émissions de dioxines. D'autres enjeux spécifiques sont l'odeur à proximité de l'installation et le trafic des camions.

Dans le 1^{er} cas, il n'y a pas de recouvrement entre les catégories d'impact classiquement évaluées par une ACV (environnementale) et le désagrément causé par la présence des éoliennes. Dans ce cas, on peut additionner les coûts évalués par l'approche générique (1^{ère} itération) et les coûts évalués sur l'enjeu spécifique (2^{ème} itération).

Dans les 2^{ème} et 3^{ème} cas, on peut penser qu'il y a un certain recouvrement entre les catégories d'impact pour lesquelles le coût est évalué en monétarisant les résultats de l'ACV (1^{ère} itération) et les enjeux spécifiques de dommages sur la santé humaine évalués de manière spécifique lors de la 2^{ème} itération. Dans ces cas de figure, le recouvrement n'est en réalité que partiel puisque les méthodes de caractérisation utilisées en ACV pour l'évaluation de l'impact de toxicité humaine prennent en compte l'impact sur une plus grande distance que ce qui est typiquement fait via une méthode de prix hédonistes, ou de préférences déclarées. Ainsi, nous recommandons deux approches, à mener en parallèle, pour intégrer les résultats d'une étude spécifique dans les résultats monétarisés de l'ACV et qui mènent à une fourchette des résultats obtenus (valeurs minimale et maximale) :

- Substitution : remplacement de la valeur monétarisée avec un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV par la valeur issue de l'étude spécifique ; seule la partie de l'impact associée au site (centrale à charbon, véhicule diesel ou incinérateur, dans les exemples proposés plus haut) doit être remplacée. Cela représente la valeur minimale de la fourchette, au sens où c'est une approche considérant un recouvrement maximal entre les deux méthodes d'évaluation.
- Addition : addition des résultats de l'ACV monétarisés avec un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV et des résultats issus de l'étude spécifique. Cela représente la valeur maximale de la fourchette.

L'intérêt de cette approche est que l'on obtient ainsi un intervalle, rendant mieux compte des incertitudes liées à l'approche générale proposée.

Exemple : incinérateur – impact sur la santé humaine des émissions de dioxines

- L'ACV du service rendu par l'incinérateur indique que les émissions de dioxines contribuent au potentiel de toxicité humaine.
- Les émissions de dioxine ont des impacts sur la santé des riverains, et un sondage (étude spécifique) peut être réalisé pour estimer leur consentement à payer pour une augmentation d'espérance de vie en raison de l'arrêt de l'incinérateur.

- Les résultats de l'étude spécifique peuvent se substituer et s'additionner aux résultats de l'ACV monétarisé afin d'estimer une fourchette de valeurs. La figure ci-dessous illustre le recouvrement partiel des évaluations réalisées lors des deux itérations : l'ICV peut être séparé en deux ICV, l'ICV (ou les résultats d'impact monétarisés) des procédés d'arrière-plan et d'avant-plan hors installation, et l'ICV (ou les résultats d'impact monétarisés) de l'installation en elle-même. Dans l'approche de substitution, c'est seulement le potentiel de toxicité humaine de l'installation (encadré bleu) que l'impact monétarisé issu de l'étude spécifique vient partiellement recouvrir.

Résultats d'impact monétarisés des procédés d'arrière-plan et avant-plan hors installation

- Acidification
- Eutrophisation
- Toxicité humaine
- Changement climatique
- ...

Résultats d'impact monétarisés de l'installation

- Acidification
- Eutrophisation
- Toxicité humaine
- Changement climatique
- ...

Résultats spécifiques €/QALY

Figure 11 – Illustration de l'intégration des résultats de la 2^{ème} itération avec les résultats d'impact de la 1^{ère} itération

¹⁸ Not In My Backyard

Cette page est laissée intentionnellement blanche.

3. Revue de littérature

Une revue de littérature avait été réalisée au cours de la précédente étude de SCORELCA sur la monétarisation. L'objectif de la présente analyse bibliographique était de réaliser une mise à jour, en se concentrant sur les axes suivants :

- Les mises à jour méthodologiques des méthodes de monétarisation existantes ;
- Les mises à jour des jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV déjà identifiées ;
- Les cas d'application de monétarisation en ACV.

3.1. Méthodologie

Nous avons réalisé un recensement à la fois des articles publiés et de la « littérature grise », des communications lors de colloques et des rapports officiels. L'existence de revues détaillées de la littérature portant sur des questions proches de la nôtre (par ex. Ahlroth 2014) a facilité le travail : elles ont été le point de départ de la recherche bibliographique et les entrées de leurs références bibliographiques ont été examinées.

Puis, pour compléter cette première sélection de documents, une recherche par mot-clé sur internet – par exemple, diverses combinaisons des mots « LCA », « Life cycle assessment », « Externality », « Monetary valuation », « Monetisation », « Weighting », « Stepwise », « Stepwise2006 », « Ecovalue », « Ecotax », « Eco-cost », « LIME », etc – a été réalisée sur des bases de données pertinentes (Science Direct, Springer Link, Web of Science). La « littérature grise » a fait l'objet de recherches particulières sur Google et Google Scholar. Seules les études en anglais et menées depuis 2012 (jusqu'à fin 2015) ont été incluses.

En raison du volume d'études recensées et des objectifs spécifiques du projet (application de la monétarisation à l'ACV), le périmètre des études analysées a été restreint à celles faisant référence directe à l'ACV (notamment, les études d'analyses coût bénéfice ou autres applications de monétarisation hors ACV n'ont pas été sélectionnées). A la fin de ce processus d'identification (ne prétendant pas être exhaustif, mais permettant d'illustrer les tendances concernant les travaux menés autour de la monétarisation depuis la précédente étude SCORELCA), une vingtaine d'études ont été retenues pour une analyse globale. Les principaux enseignements sont décrits dans les paragraphes suivants.

3.2. Résultats

3.2.1. Catégorisation des publications sélectionnées

Les publications ont été catégorisées en trois types :

- **Revue de littérature** (Ahlroth 2014, Pizzol et al. 2015, Hall 2015) ;
- **Développements méthodologiques** : ces travaux peuvent être :
 - des mises à jour de méthode (Noring 2014, Itsubo et al. 2015, Steen 2015), ou
 - des travaux de monétarisation pour une catégorie d'impact spécifique (Pizzol et al. 2014, Noring & Hakansson 2015, Yin et al. 2015, Cao et al. 2015).
- **Etudes de cas** / cas d'application (Igos et al. 2012, Nguyen et al. 2012, Allacker & De Nocker 2012, Wever & Vogtländer 2013, Oishi et al. 2013, Ahlroth 2014, Du et al. 2014, Ferreira et al. 2014, Tokimatsu et al. 2015, Weidema et al. 2015, Ferreira et al. 2015, Mitropoulos & Prevedouros 2015).

Pour les revues de littérature, nous présentons dans la section 3.2.2 une description succincte de chaque étude, ainsi que les jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV analysés, les critères d'analyse utilisés et les principales recommandations identifiées.

Dans la section 3.2.3, les études de développement méthodologique sont présentées. Deux catégories ont été identifiées : études qui développent des nouveaux facteurs de monétarisation pour des catégories d'impact ACV spécifiques, et études présentant une mise à jour des valeurs de monétarisation pour un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV (voir le chapitre « Définitions »). La méthode de monétarisation utilisée est identifiée pour l'ensemble d'études.

Pour la catégorie des études de cas, les résultats de notre analyse sont présentés dans la section 3.2.4. Les études sont décrites avec une présentation succincte des objectifs, du jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV utilisé pour la conversion des résultats de l'ACV en valeurs monétaires, et les principales conclusions.

Pour chaque catégorie, les principaux enseignements sont décrits dans les tableaux suivants.

3.2.2. Revues de littérature

Tableau 8 – Analyse des revues de littérature sur l'application de la monétarisation à l'ACV

Titre	Auteur(s)	Année	Description	Critères d'analyse		
				Méthodes analysées	Critères d'analyse	Résultats et recommandations des auteurs de la publication citée
Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review	Pizzol M, Weidema B, Brandão M, Osset P	2015	Revue de littérature résultant de l'étude SCORELCA 2012 sur la monétarisation	Notamment les méthodes « sur étagère » : STEPWISE2006, LIME, ECOTAX2002, ECOVALUE08, EPS2000, ECO-COSTS	Fondements scientifiques, documentation, complétude, incertitudes, complexité, pertinence pour l'ACV	Concernant les applications ACV, STEPWISE et LIME sont les méthodes les mieux notées
A transdisciplinary review of the role of economics in life cycle sustainability assessment	Hall M R	2015	Discussion sur l'utilisation de valeurs économiques dans les différentes étapes de l'ACV (allocation, normalisation, etc.)	ECOVALUE, ECOTAX, STEPWISE sont cités dans la section qui présente les méthodes de normalisation (<i>weighting</i>).	Analyse de la validité des concepts comme le consentement à payer, les valeurs de marché (eco-taxes) ou la contrainte budgétaire pour la monétarisation d'impacts environnementaux potentiels	Les critiques auprès des méthodes de monétarisation étaient : ECOTAX – Des taxes peuvent exister pour certains impacts environnementaux dans certains pays mais rien n'indique qu'elles sont compatibles avec les objectifs de durabilité long terme (voir Rockstrom et al. 2009). ECOVALUE – comme pour les taxes, les valeurs estimées sur consentement à payer ne sont probablement pas compatibles avec des objectifs de durabilité long terme. STEPWISE – pas de discussion sur les limitations éthiques de donner une valeur à la vie humaine
The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment	Ahlroth S	2014	- Présentation de 10 méthodes de monétarisation applicables à l'ACV. - Etude de cas : ACV de différentes alternatives de traitement des déchets urbains, comparaison de résultats obtenus avec 4 méthodes de monétarisation (Ecotax, EPS2000, Eco-Indicator 99 et EcoValue)	ECO-COSTS, EcoIndicator 99, Ecotax 2002, Ecovalue08, EPS2000d, ExternE/NEEDS, LIME, PUMAs Environmental Profit and Loss Account, ReCiPe, Stepwise2006	Méthode, catégorie d'impact (midpoint / endpoint), flux élémentaires pris en compte, aire géographique d'application, application visée, transparence des résultats et statut de publication	Recommande l'application de plusieurs méthodes de monétarisation pour comparer la magnitude des valeurs pour les différentes catégories d'impact

3.2.3. Développements méthodologiques

Tableau 9 – Analyse d'études de développement méthodologique sur la monétarisation appliquée à l'ACV

Titre	Auteur(s)	Année	Critères d'analyse		
			Méthode	Impact(s) environnemental(aux) couvert(s)	Actualisation / adaptation de méthode existante
The EPS 2015d impact assessment method – an overview	Steen B	2015	Prix de marché, préférences révélées ou déclarées	Estimation des valeurs monétaires pour tous les impacts. Services des écosystèmes, accès à l'eau, consommation de ressources abiotiques, perte de biodiversité, santé humaine	Mise à jour des valeurs EPS pour la monétarisation
Development of weighting factors for G20 countries—explore the difference in environmental awareness between developed and emerging countries	Itsubo N, Murakami K, Yoshida K, Tokimatsu K, Inaba A	2015	Préférences déclarées	Estimation des valeurs monétaires pour tous les impacts. Santé humaine, actifs sociaux, biodiversité, production primaire	Extension de la méthode de monétarisation LIME (développée pour le contexte japonais) aux autres pays du G20. Mise en œuvre de sondages dans les pays d'intérêt (6400 réponses obtenues).
Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services	Cao V, Margni M, Favis BD, Deschênes L	2015	Prix de marché (coûts des pertes de productivité, coûts évités)	Estimation des valeurs monétaires pour une externalité spécifique : usage de sols. Développement méthodologique pour la monétarisation de 6 indicateurs d'impact environnementaux associés à l'usage de sols	Non
Monetary Valuation of PM10-Related Health Risks in Beijing China: The Necessity for PM10 Pollution Indemnity	Yin H, Xu L, Cai Y	2015	Prix de marché (capital humain)	Estimation des valeurs monétaires pour une externalité spécifique (impact sur la santé par le PM10). Développement méthodologique pour la monétarisation des externalités associées à l'émission de PM10 en Chine	Non
Valuation of ecotoxicological impacts from tributyltin based on a quantitative environmental assessment framework	Noring M, Hakansson C	2015	Préférences déclarées	Estimation des valeurs monétaires pour une externalité spécifique. Dans le cadre du développement d'Ecovalue 2014, évaluation contingente et CBA conduite pour les émissions de Tributylétain dans la mer.	Dans le cadre de la mise à jour d'Ecovalue

Titre	Auteur(s)	Année	Critères d'analyse		
			Méthode	Impact(s) environnemental(aux) couvert(s)	Actualisation / adaptation de méthode existante
Valuing ecosystem services – linking ecology and policy	Noring M	2014	Préférences déclarées	Estimation des valeurs monétaires pour tous les impacts. Mise à jour (au moins partiellement) : Ressources abiotiques, réchauffement climatique, oxydation photochimique, acidification, eutrophisation (marine, eau douce), toxicité humaine, Valeurs nouvelles : toxicité marine, particules.	Mise à jour des valeurs Ecovalue (au moins partiellement) pour la monétarisation (sans indication de la manière comment la mise à jour a été faite) Introduction des valeurs pour la toxicité marine et les particules.
External costs of cadmium emissions to soil: a drawback of phosphorus fertilizers	Pizzol M, Smart JCR, Thomsen M	2014	Préférences déclarées	Estimation des valeurs monétaires pour une externalité spécifique : problèmes de santé liés aux émissions de cadmium dans les sols suite à l'utilisation d'engrais P.	Non

3.2.4. Etudes de cas

Tableau 10 – Analyse des études de cas appliquant la monétarisation à l'ACV

Titre	Auteur(s)	Année	Critères d'analyse			
			Contexte & objectifs	Jeu(x) de facteurs de monétarisation utilisé(s)	Conclusions principales des auteurs de l'étude citée ¹⁹	Auteur de la méthode ?
Life cycle emissions and cost model for urban light duty vehicles	Mitropoulos LK, Prevedouros PD	2015	Application de la méthode ExternE pour la monétarisation des impacts environnementaux associés à la pollution de l'air (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, VOC, CO, NO _x , PM ₁₀ , SO _x) de véhicules	ExternE	L'objectif est de comparer le coût sur le cycle de vie (acquisition, opération, maintenance, externalités) de différents véhicules. Le véhicule électrique a la meilleure performance globale. Pas de discussion sur les implications méthodologiques de la monétarisation des résultats de l'ACV.	Non
Life cycle assessment and valuation of the packaging waste recycling system in Belgium	Ferreira S, Cabral M, De Jaeger S, Da Cruz N, Simões P, Marques, RC	2015	Etude de cas sur la fin de vie des emballages en Belgique. Les résultats sont monétarisés et comparés pour 3 méthodes : Ecocost , Ecovalue et Stepwise	Ecocost, Ecovalue et Stepwise	Pour les trois jeux de facteurs de monétarisation comparés, le scénario avec recyclage est favorable. Même si les valeurs absolues sont différentes, les conclusions sont similaires.	Non
Comparing Three Life Cycle Impact Assessment Methods from an Endpoint Perspective	Weidema B	2015	Comparaison de 3 méthodes de caractérisation endpoint: Eco-Indicator 99, Stepwise2006 et ReCiPe2008. Les valeurs endpoint sont monétarisées en utilisant Stepwise2006	Stepwise2006	La monétarisation des résultats ACV endpoint a permis dans cette étude l'identification d'erreurs dans la modélisation de certaines catégories de dommages des méthodes (notamment ReCiPe 'consommation de ressources fossiles', land use et santé humaine).	Oui
An Integrated Assessment by Models for Energy Systems Analysis and Life-Cycle Assessment with a Case Study of Advanced Fossil-Fired Power Plants in China	Tokimatsu K, Endo E, Murata A, Okajima K, Nomura N	2015	Application de la méthodologie LIME pour la monétarisation d'impacts environnementaux d'un modèle de système énergétique en Chine	LIME	<i>Observation de l'équipe projet :</i> Pas de discussion sur les implications méthodologiques de la monétarisation des résultats de l'ACV	Non

¹⁹ Sauf mention explicite

Titre	Auteur(s)	Année	Critères d'analyse			
			Contexte & objectifs	Jeu(x) de facteurs de monétarisation utilisé(s)	Conclusions principales des auteurs de l'étude citée ¹⁹	Auteur de la méthode ?
Economic and environmental impacts of the recycling system in Portugal	Ferreira S, Cabral M, Da Cruz N, Marques, RC	2014	Etude de cas sur la fin de vie des emballages au Portugal. Les résultats sont monétarisés et comparés pour 3 méthodes : Ecocost, Ecovalue et Stepwise	Ecocost, Ecovalue et Stepwise	Pour les trois jeux de facteurs de monétarisation comparés, le scénario avec recyclage est favorable. Même si les valeurs absolues sont différentes, les conclusions sont similaires.	Non
Life cycle assessment as a decision support tool for bridge procurement: environmental impact comparison among five bridge designs	Du G, Safi M, Pettersson L, Karoumi R	2014	Comparaison des méthodes Ecotax et Ecovalue appliquées aux ACV des ponts en Suède	Ecotax et Ecovalue	Pour les deux jeux de facteurs de monétarisation comparés, les cinq scénarios évalués présentent le même ordre de classement. Même si les valeurs absolues sont supérieures pour Ecovalue en comparaison avec Ecotax, les conclusions sont similaires.	Non
Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow-calf production systems	Oishi K, Kato Y, Ogino A, Hirooka H	2013	Application de la méthode Ecotax sur une ACV de la production de viande de bœuf au Japon	Ecotax	Pas de discussion sur les implications méthodologiques de la monétarisation des résultats de l'ACV.	Non
Eco-efficient Value Creation: An Alternative Perspective on Packaging and Sustainability	Wever R, Vogtländer J	2013	Application de la méthode Ecocost sur des ACVs de production d'emballages	Eco-cost	L'utilisation d'Eco-cost est présentée comme une option intéressante pour la conversion des résultats d'une ACV en une valeur unique. Pas de discussion sur l'incertitude des résultats.	Oui

Titre	Auteur(s)	Année	Critères d'analyse			
			Contexte & objectifs	Jeu(x) de facteurs de monétarisation utilisé(s)	Conclusions principales des auteurs de l'étude citée ¹⁹	Auteur de la méthode ?
An Approach for Calculating the Environmental External Costs of the Belgian Building Sector	Allacker K, De Nocker L	2012	Etude de cas sur le secteur du bâtiment en Belgique. Comparaison de méthodes de monétarisation	ExternE, RDC Environnement ²⁰ , EPS2000, Eco-costs	Dans une 1 ^{ère} phase de l'étude, les différentes jeux de facteurs de monétarisation sont comparés : elles produisent des résultats du même ordre de grandeur. Les auteurs ont sélectionné ExternE pour la suite de l'étude en raison de son acceptabilité auprès de la communauté scientifique.	Non ²¹
Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production	Nguyen TLT, Hermansen JE, Mogensen L	2012	Application de la méthode Stepwise2006 sur une ACV de la production de viande de porc	Stepwise2006	La valeur calculée pour les externalités est supérieure aux coûts privés. L'occupation des sols contribue à 55% des coûts externes et le réchauffement climatique 21%.	Non
Cost-performance indicator for comparative environmental assessment of water treatment plants	Igos E, Benetto E, Baudin I, Tiruta-Barna L, Mery Y, Arbault D	2012	Comparaison des méthodes ReCiPe, Stepwise2006 et Ecocosts dans l'ACV de la production d'eau potable à Paris	Stepwise2006 et Ecocosts	Pour les deux jeux de facteurs de monétarisation comparés, les conclusions sont similaires. Par contre ReCiPe donne des résultats comparatifs différents.	Non

²⁰ D4E-RDC Environnement ont développé un ensemble de facteurs de monétarisation de flux élémentaires pour l'ACV. Cette étude (« Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications ») menée pour le Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables en 2007 n'a pas été citée auparavant parmi les méthodes «sur étagère» recensées dans l'étude SCORELCA 2012 sur la monétarisation.

²¹ A noter, cependant, que L. de Nocker était impliqué dans certains des travaux du projet ExternE

3.2.5. Enseignements

Revues de littérature

Les revues de littérature fournissent des indications sur les méthodes les plus pertinentes pour application en ACV.

Les jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV les mieux notées selon Pizzol et al. (2015) sont Stepwise2006 et LIME. LIME a une limite d'application géographique parce qu'elle est fondée sur des résultats de sondages (méthode de préférences déclarées) appliquées au Japon.

Néanmoins, nous observons que les auteurs de LIME ont conduit des sondages dans les autres pays du G20 (6400 personnes ont répondu aux sondages) afin de réaliser une mise à jour, partiellement publiée en 2015 (Itsubo et al. 2015). L'application de cette version mise à jour de LIME dans des nouvelles études de cas semble donc pertinente pour des travaux dans un contexte Européen.

De plus, une recommandation intéressante faite par Ahlroth (2014) est l'application de plusieurs méthodes de monétarisation sur une étude de cas pour la comparaison des valeurs absolues des impacts environnementaux en termes monétaires et des valeurs relatives parmi les différentes catégories d'impact. Cela permet d'identifier les méthodes les plus pertinentes selon les différents cas d'application : En appliquant plusieurs méthodes sur une même étude de cas, il est possible d'identifier la robustesse des méthodes de monétarisation en tant qu'outils d'aide à la décision. Si les conclusions sont les mêmes pour toutes les méthodes (par exemple dans le cas où toutes les méthodes montrent que la situation X est moins performante que la situation Y), même si les valeurs absolues sont différentes, nous pouvons dire que la prise de décision qui en résulte s'appuie sur un résultat robuste. Aussi, cela permet de comparer la contribution des différentes catégories d'impact à la valeur monétaire totale selon la méthode appliquée ; ainsi, des valeurs aberrantes (trop faibles ou trop élevées) pour certaines catégories d'impact peuvent être identifiées et analysées plus en détail.

Développements méthodologiques

Certains travaux publiés présentent des mises à jour des jeux de facteurs de monétarisation, d'autres des travaux sur un enjeu environnemental spécifique, soit dans le cadre plus global de la mise à jour d'un « jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV », soit comme étude « stand-alone ». En fonction du type d'étude, la méthode ou combinaison de méthodes de monétarisation pertinente à utiliser ne sera pas la même.

On constate néanmoins que les méthodes de monétarisation utilisées dans les développements méthodologiques recensés sont surtout de deux types : méthodes préférences déclarées (les méthodes de sondages varient d'une étude à l'autre) et prix de marché – la méthode EPS est hybride : prix de marché, préférences révélées ou déclarées. Les méthodes fondées sur des sondages explicitent la lourdeur de la mise en œuvre de ce type de travail – les auteurs de LIME, par exemple, ont reçu 6400 réponses pour le sondage conduit lors de la dernière mise à jour de la méthode, en cours de publication.

Les mises à jour intéressantes des jeux de facteurs de monétarisation à noter concernent EPS, LIME et Ecovalue.

Cas d'étude

Concernant les cas d'étude, on observe que la plupart des auteurs ne sont pas les auteurs des méthodes de monétarisation, ce qui pourrait indiquer que la monétarisation est une pratique qui diffuse au sein de la communauté scientifique²². Sur les 11 cas d'étude identifiés, 5 cas d'étude appliquent simultanément différentes méthodes «sur étagère» (Stepwise, LIME, ExternE, Ecotax, Ecovalue) afin de pouvoir en comparer les résultats, ce qui est une application de la recommandation faite par Ahlroth (2014) mentionnée ci-dessus. Dans quasiment tous les cas, l'analyse comparative de différents scénarios aboutit à la même hiérarchie de scénarios, d'une méthode de monétarisation à une autre. Ainsi, même si les valeurs absolues sont significativement différentes d'une méthode de monétarisation à une autre, les écarts entre scénarios sont

²² Pour confirmer cela, il conviendrait de mener une analyse dynamique pour identifier ou non une croissance de la publication de cas d'étude de monétarisation, ce qui sortirait du cadre de ce projet.

similaires ou de même signe, ce qui rend le résultat conclusif, et donc le choix pour le scénario moins nuisant est possible. .

Les études utilisant un seul jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV ne présentent généralement pas de discussion méthodologique – les auteurs ont simplement eu recours à la monétarisation comme outil d'agrégation des impacts environnementaux, autrement dit la monétarisation est utilisée comme un facteur de pondération des impacts qui permet d'obtenir un score unique par scénario.

4. Cas d'étude 'Miscanthus'

Afin d'illustrer les différentes approches de la monétarisation, un cas d'étude a été réalisé dans le cadre de la présente étude. Cela a permis :

- de présenter une première mise en pratique de la monétarisation de résultats d'ACV ;
- de servir de base à la réflexion pour la réalisation des sondages (choix expérimentaux et évaluation contingente).

Compatibilité avec l'arbre de décisions

Si l'on suit le déroulement des principales étapes de l'arbre de décision présenté au chapitre 2, le présent chapitre correspond à la réalisation de l'ACV environnementale (résultats présentés au §4.3.1 page 70) ainsi qu'à la 1^{ère} itération – monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation génériques – utilisation d'un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV (résultats présentés au §4.3.2 page 73).

Cette étude de cas a été réalisée pendant la Phase 2 du projet, avant la finalisation des recommandations, présentées sous la forme d'un arbre de décision opérationnel (phase 5 du projet). Cette étape nous a aidés à construire l'arbre de décisions présenté au chapitre 2 mais les recommandations de cet arbre n'ont pas été appliquées directement à cette étude de cas.

Les principaux points pour lesquels l'étude de cas n'est pas complètement en ligne avec notre arbre de décision sont les suivants :

Nous avons utilisé un ICV d'une étude existante pour le calcul des valeurs monétaires. Néanmoins, cet ICV ne permet pas la caractérisation d'impacts pour toutes les catégories d'impact vu que des flux sur la consommation de ressources naturelles sont manquants. Cela n'est pas en ligne avec l'exhaustivité des catégories d'impact recommandée dans l'arbre de décisions 2.

Nous avons utilisé STEPWISE pour la monétarisation de l'ensemble des catégories d'impact / aires de protection.

Nous n'avons pas réalisé d'analyses de sensibilité pour comparer les valeurs monétaires calculées à partir de STEPWISE avec d'autres jeux de facteurs de monétarisation. Cela n'est pas en ligne avec les recommandations de la Fiche Pratique 2.

4.1. Objectifs

L'étude ACV sur la culture de Miscanthus et sa combustion dans une centrale de cogénération (Tonini et al. 2012) a été choisie comme cas pratique d'évaluation monétaire des impacts environnementaux.

4.1.1. Unité fonctionnelle et flux de référence

L'étude d'origine (Tonini et al. 2012) compare 12 cultures différentes et plusieurs systèmes de conversion d'énergie basés sur une unité fonctionnelle de 1 hectare pendant 20 ans (cycle de vie d'une plantation de Miscanthus). Une comparaison de ce type est utile pour identifier la meilleure culture et le meilleur système de conversion de l'énergie avec l'hypothèse qu'une surface a été dédiée à la production de biomasse.

Pour notre étude, nous adoptons une approche conséquentielle : le système de production de chaleur et d'électricité à partir de la combustion du Miscanthus est comparé aux systèmes de production de chaleur et d'électricité marginaux long terme. Cette comparaison permet d'identifier les impacts environnementaux d'une production de biomasse *additionnelle* en faisant l'hypothèse qu'il n'y a pas d'exigence fixe sur la quantité de terre à utiliser ou sur la quantité des produits énergétiques à partir de biomasse. Cela implique une unité fonctionnelle fondée sur les produits énergétiques :

« 2 200 GJ de chaleur livré au consommateur danois, et 491,6 MWh d'électricité livré au réseau d'électricité danoise »

La figure suivante illustre les flux de référence pour les deux systèmes comparés.

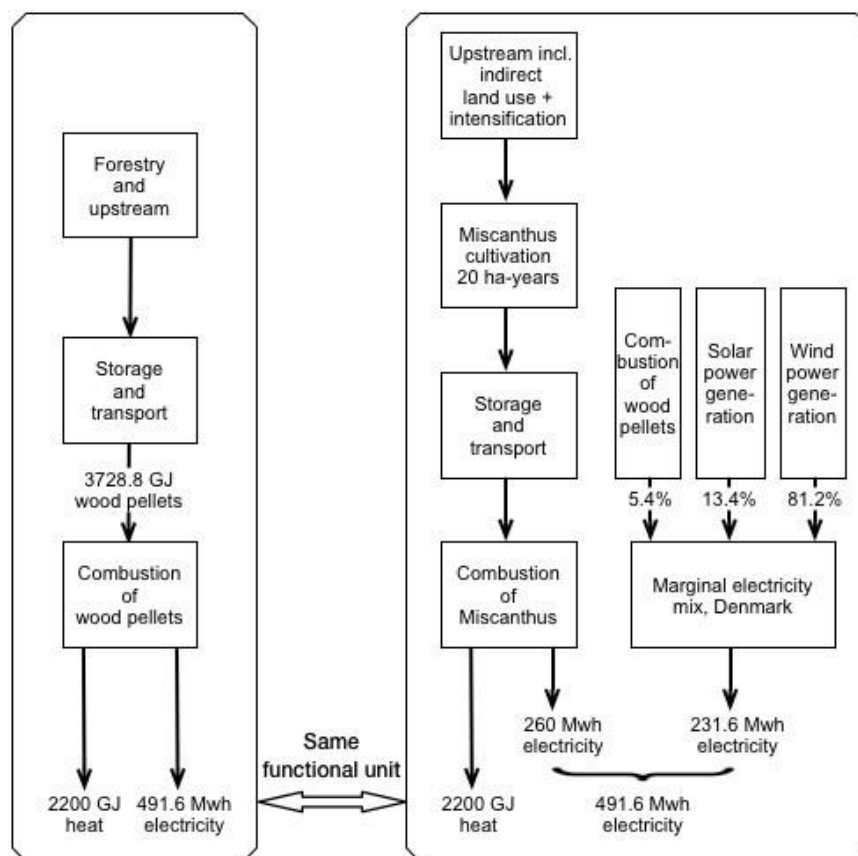


Figure 12 – Diagramme de flux des deux systèmes comparés

Les flux de référence pour les deux systèmes comparés sont :

- pour le système basé sur la combustion de biomasse agricole (à droite sur le schéma ci-dessus) :
 - 188 t de matière sèche de Miscanthus moissonné au printemps, après stockage = 1 hectare de Miscanthus cultivé pendant 20 ans, et
 - 231,6 MWh d'électricité, divisée en 81,2% d'éolien, 13,4% de panneaux solaires et 5,4% de combustion de granulés de bois (Muñoz et al. 2015).
- Pour la production de chaleur et électricité à partir de bois (à gauche sur le schéma ci-dessus) : délivrée par une centrale de taille similaire, alimentée par 3728.8 GJ de granulés en bois.

4.1.2. Frontière du système et allocations

Aucune règle de coupure n'a été appliquée pour modéliser le système d'origine (données primaires). Les données secondaires viennent d'ecoinvent 2.2, avec les incomplétudes que cela implique (ecoinvent 2012; Frischknecht and Rebitzer 2005).

Pour les données primaires, les extensions de système ont été appliquées dans tous les cas de co-production sans faire d'allocation. Comme les données secondaires proviennent d'ecoinvent 2.2, différentes procédures d'allocation ont été appliquées sur ces données mais cela n'a pas d'influence majeure sur les résultats finaux.

4.1.3. Méthodes d'évaluation des impacts

L'étude d'origine utilise la méthode EDIP2003 pour l'évaluation des impacts midpoint. Nous suivons ce choix, sauf pour les catégories d'impacts écotoxicité, toxicité humaine et inorganiques respirables pour lesquelles nous utilisons IMPACT 2002+ qui offre une meilleure couverture des chaînes d'impacts et des substances

(Humbert et al. 2005; Joliet et al. 2003). Nous avons aussi ajouté une catégorie d'impact « Occupation des sols » (*Nature occupation*, IMPACT 2002+) pour représenter l'impact de l'utilisation des sols sur la biodiversité.

Les impacts d'origine EDIP2003 et IMPACT 2002+ sont exprimés dans différentes unités, ce qui reflète le fait que les voies d'impacts (interactions sur plusieurs parties de l'environnement) ne sont pas toutes modélisées au même niveau. Afin de préparer l'évaluation monétaire, les unités ont été harmonisées et les parts manquantes des voies d'impacts ont été modélisées dans Weidema et al. (2007) : voir aussi le Tableau 7 ci-dessous pour plus de détail.

Tableau 11: Unités midpoints et endpoints pour les catégories d'impacts

Catégorie d'impact	Unité d'origine	Nouvelle unité endpoint
Acidification	m ² d'écosystème non protégé	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Ecotoxicité, aquatique	kg-eq. TEG aquatique	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Ecotoxicité, terrestre	kg-eq. TEG sol	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Eutrophisation, aquatique	kg NO ₃ -eq.	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Eutrophisation, terrestre	m ² d'écosystème non protégé	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Réchauffement climatique (100 ans)	kg CO ₂ -équivalents (GWP100)	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY) et Quality-Adjusted Life Year (QALY)
Toxicité humaine	handicap-ajusté années de vie (DALY)	Quality-Adjusted Life Year (QALY)
Occupation des sols	biodiversité-ajustée surface-temps (PDF*m ² *years)	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY)
Formation d'Ozone photochimique (Humain)/ Organiques respiratoires	personne*ppm*heures	Quality-Adjusted Life Year (QALY)
Formation d'Ozone photochimique (Végétation)	m ² *ppm*heures	Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY) %hectare-yield
Destruction de la couche d'ozone (impacts humains uniquement)	Disability-Adjusted Life Year (DALY)	Quality-Adjusted Life Year (QALY)
Inorganiques respiratoires	Disability-Adjusted Life Year (DALY)	Quality-Adjusted Life Year (QALY)

Le choix des catégories d'impacts est pragmatique dans le sens où nous avons largement suivi le choix de l'étude d'origine. Les ressources pour le présent projet ne nous permettent pas de développer des modèles pour évaluer de nouvelles voies d'impacts. Cela implique que cette évaluation n'est ni totalement complète ni totalement consistante. Par exemple, les pertes agricoles sont incluses pour la formation d'ozone photochimique mais pas pour l'écotoxicité ni l'eutrophisation.

4.1.4. Méthode d'évaluation monétaire

Remarque préliminaire : Pour rappel, le présent cas d'étude ne visait pas à dérouler l'intégralité de l'arbre de décision présenté au chapitre 2 (qui a été élaboré à partir de l'ensemble des enseignements de l'étude), mais visait plutôt à proposer une première mise en pratique de la monétarisation de résultats d'ACV via l'emploi d'un jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV facilement accessible à l'équipe projet : en pratique, la méthode d'évaluation monétaire retenue est une version mise à jour de la méthode STEPWISE (Weidema, 2009). Les considérations suivantes, principalement fondées sur les enseignements de l'étude SCORELCA précédente sur la monétarisation, permettent de rappeler quelques éléments-clés des facteurs à prendre en compte lors du choix d'une méthode de monétarisation ou d'un « jeu de facteurs de monétarisation pour l'ACV », et de préciser quelques points spécifiques à cette étude.

D'après les recommandations de Weidema (2013) et Pizzol (2015), les méthodes d'évaluation monétaire sont choisies avec une préférence pour des expressions de préférences qui sont observables directement plutôt qu'indirectement. Cela implique que les prix du marché, quand ils sont disponibles, sont préférés aux prix de marché de substitution (méthodes des prix hédonistes), qui sont eux-mêmes préférés aux prix obtenus à partir d'enquêtes consommateur (préférences déclarées). A noter cependant que du point de vue des différentes composantes de la valeur économique totale couvertes par chaque méthode, les méthodes qui reposent sur des prix de marché ou des préférences révélées sont seulement adaptées pour des biens sur lesquels la valeur de non-usage est négligeable. Pour rappel, les différentes composantes de la Valeur Economique Totale sont présentées dans la Figure 1, dans la section « Définitions ».

Par ailleurs, afin de démontrer l'utilisation d'une méthode de préférence révélée (prix hédonistes), la monétarisation des impacts mentionnés est complétée par la monétarisation des impacts sur la valeur d'agrément : seuls les dérangements dus à l'éolien sont pris en compte, et ce fondé sur des études déjà publiées sur le sujet (pas de réalisation d'une étude de prix hédonistes spécifique dans le cadre de ce projet).

A nouveau, l'inclusion/exclusion d'impacts est déterminée de façon pragmatique en ce sens que les dérangements occasionnés par les autres activités comme la culture de *Miscanthus* ne sont pas inclus, dans la mesure où les données sur cette étape sont moins susceptibles d'être accessibles dans le domaine public.

Le Tableau 8 présente les modèles d'évaluation monétaire utilisés dans le cas d'étude pour les différentes catégories d'impact, et les composantes de la Valeur Economique Totale couvertes par chaque méthode / modèle.

Tableau 12 : Les méthodes d'évaluation utilisées pour chaque catégorie endpoint

Catégorie de dommage	Impact à évaluer	Méthode d'évaluation monétaire	Elément de valeur inclus
Impacts sur la valeur d'agrément	Confort humain	Préférences révélées (prix hédonistes)	Valeur d'usage direct uniquement
Pertes de récoltes (% hectare-yield)	Volumes de production	Méthode des prix de marché	Valeur d'usage direct uniquement
Biodiversity-Adjusted Hectare Year (BAHY)	Ecosystèmes	Préférences déclarées	Valeur de non-usage uniquement (valeur d'existence)
Quality-Adjusted Life Year (QALY)	Qualité de vie humaine	Méthode des prix de marché (approche du capital humain)	Valeur d'usage direct (correspondant largement à la Valeur Economique Totale)

La méthode d'évaluation monétaire retenue est une version mise à jour de la méthode STEPWISE (Weidema, 2009). Les facteurs de caractérisation endpoint pour les impacts midpoint sélectionnés, les facteurs de monétarisation pour application aux impacts midpoint, ainsi que les mises à jour sont explicités dans le tableau suivant (présenté sous la même forme que le tableau 2 de (Weidema, 2009) pour plus de clarté).

Le tableau suivant fournit les valeurs de monétarisation à partir des dommages (indicateurs endpoint exprimés en unités physiques).

Tableau 13 : Facteurs de conversion des endpoints physiques en valeurs monétaires (Source : Weidema, 2009)

Unités endpoint physiques	Valeur de monétarisation (EUR2003) par unité endpoint physique
QALY	74 000 (range 62 000-84 000)
BAHY	1 400 (range 350-3 500)
% hectare-yield²³	9.88 (range 9.16-11.12)

²³ 1 % hectare-yield (en français % rendement par hectare) correspond à une perte de rendement de 1 % sur 1 hectare.

Tableau 14 : Facteurs de caractérisation endpoint et facteurs de monétarisation à partir des impacts midpoint retenus pour l'étude – Source : (Weidema, 2009), excepté adaptations surlignées dans les cellules de couleur

	Unit of characterised values at midpoint	Impact on ecosystems		Impacts on human well-being		Impacts on resource productivity	All impacts aggregated
		BAHY / characterised unit at midpoint [1]	EUR / characterised unit at midpoint [2]	QALY / characterised unit at midpoint [3]	EUR / characterised unit at midpoint [4]	EUR / characterised unit at midpoint [5]	EUR / characterised unit at midpoint [6]
Acidification	m ² UES	5,5E-06	7,7E-03				7,7E-03
Ecotoxicity, aquatic	kg-eq. TEG wat.	5,0E-09	7,1E-06				7,1E-06
Ecotoxicity, terrest.	kg-eq. TEG soil	7,9E-07	1,1E-03				1,1E-03
Eutrophication, aq.	kg NO ₃ -eq.	7,2E-05	0,10				0,10
Eutrophication, terr.	m ² UES	8,9E-06	1,3E-02				1,3E-02
Global warming	kg CO ₂ -eq.	5,8E-05	8,2E-02	2,1E-08	1,6E-03	0,0E+00	8,4E-02
Human toxicity	kg C ₂ H ₃ Cl-eq.			2,8E-06	0,21	0,0E+00	0,21
Ionizing radiation	Bq C-14-eq.			2,1E-10	1,6E-05	0,0E+00	1,6E-05
Mineral extraction	MJ extra					4,0E-03	4,0E-03
Nature occupation	m ² arable land	8,8E-05	1,2E-01				0,12
Ozone layer deplet.	kg CFC-11-eq.			1,1E-03	78	0,0E+00	78
Ph.chem. ozone – veg	m ² *ppm*hours	6,59E-08	9,30E-05			2,8E-04	3,7E-04
Respirat. inorganics	kg PM2.5-eq.			7,0E-04	52	0,0E+00	52
Respiratory organics	pers*ppm*hours			2,6E-06	0,20	0,0E+00	0,20
Injuries, road/work	fatal injuries-eq.			43	3,2E+06	0,0E+00	3,2E+06

Légende :

	Catégories d'impact non quantifiées dans le cadre de cette étude
	Valeurs mises à zéro (voir explication ci-dessous)

Les points suivants sont à noter :

- Catégories d'impact grisées : les catégories d'impact minéral extraction et injures, road/work, ne sont pas quantifiées dans l'étude de base (Tonini, 2012) et ne peuvent donc pas être intégrés ici. Cela étant, d'après notre expérience, la catégorie d'impact 'minéral extraction' fournit des valeurs monétarisées très faibles en comparaison avec des autres catégories d'impact.
- Mises à zéro (cellules en orange) : concernant l'impact sur la productivité des ressources (naturelles et humaines), mise à part l'effet de la production d'ozone photochimique en termes de pertes agricoles, les impacts reportés dans (Weidema, 2009) sont principalement liés à la productivité humaine et s'ajoutent, dans (Weidema, 2009), aux impacts sur le bien-être humain (exprimés en QALY). En réalité il peut être argumenté qu'il s'agit d'un double comptage. Nous proposons donc ici de ne pas les intégrer.

4.2. Analyse d'Inventaire du Cycle de Vie

4.2.1. Données et hypothèses de l'étude d'origine

Les principales sources de données et hypothèses décrites ci-dessous viennent de l'étude originale (Tonini et al. 2012). Tous les procédés jusqu'à la culture des plants de *Miscanthus* sont basés sur une étude ICV conséquentielle danoise récente (Hamelin et al. 2011). Les procédés additionnels modélisés dans l'ICV sont le stockage des plants, le traitement des résidus de combustion et le transport des plants sur 50 km. Pour ces procédés additionnels, les données secondaires proviennent de la base de données ecoinvent v2.2.

Le cycle de vie considéré pour la plantation de *Miscanthus* est de 20 ans (18 coupes récoltés au printemps, 1 an d'établissement, 1 an de préparation avant la plantation). La modélisation est faite pour une récolte au printemps (par opposition à la récolte d'automne), avec un rendement annuel par hectare pendant 18 ans de 10 Mg (+/- 3,3 Mg) de matière sèche par récolte, ce qui est plus faible que pour une récolte en automne due à la perte des feuilles, mais avec de meilleures propriétés thermiques comme un taux d'humidité de 10% (+/- 6 %).

Les fertilisants N, P, K marginaux considérés sont le nitrate d'ammonium et de calcium, le phosphate de di-ammonium et le chlorure de potassium, respectivement. Étant donné le nombre d'années sans culture, une réduction de 25% sur le taux de rotation du carbone dans la couche arable est estimée (0,48 t C ha⁻¹ y⁻¹).

Pendant le stockage, des pertes sèches de 5,5% (+/- 4,5%) sont considérées et les émissions correspondantes de CH₄, CO₂ et azote sont incluses en supposant des conditions aérobiques et un facteur de conversion du méthane de 0,5%.

La combustion est modélisée comme combustion de biomasse directe dans une centrale de chaleur de taille petite ou moyenne, basée sur une revue détaillée de centrales de chaleur pour biomasse (majoritairement danoises). Les rendements de conversion de la biomasse en électricité et chaleur sont de 27% (+/-2%) et 63% (+/-7%) respectivement. Les émissions dans l'air sont basées sur une étude de Nielsen et al. (2010).

La majorité des activités décrites ci-dessus sont localisées au Danemark et nous pouvons supposer que les émissions correspondantes affectent majoritairement l'environnement danois. Les activités majoritaires localisées en dehors du Danemark sont celles des chaînes de production des fertilisants.

4.2.2. Données et hypothèses sur l'utilisation indirecte des sols

L'étude originale applique un modèle dynamique d'équilibre général pour déterminer les conversions indirectes de surfaces agricoles naturelles et amortir cet impact sur une période de 20 ans. Le modèle n'inclut pas l'intensification de la production sur les terres agricoles existantes.

Nous avons donc plutôt utilisé un modèle biophysique basé sur des statistiques pour évaluer l'utilisation indirecte des impacts (Schmidt et al. 2015). Ce modèle prend en compte à la fois la conversion des surfaces de sols naturelles en surfaces agricoles et l'intensification des pratiques sur les surfaces agricoles existantes.

L'occupation de terres arables au Danemark pour un an est mesurée en équivalents ha*an, permettant de tenir compte de la productivité exprimée en termes de potentiel de production nette primaire (potential net primary production, NPP0) : 1 équivalent ha-an correspond à 1 ha avec une productivité globale annuelle moyenne. D'après les statistiques agricoles de la FAO (FAOSTAT 2015), 63% de l'approvisionnement

marginal en capacité de production agricole provient de l'augmentation des rendements (intensification) et 37% provient de l'expansion des zones cultivées (transformation).

La localisation géographique des surfaces naturelles affectées peut-être déterminée à partir des statistiques de la FAO sur les forêts qui montrent les évolutions des surfaces de forêts sur la période de 2010-2015, voir Figure 11.

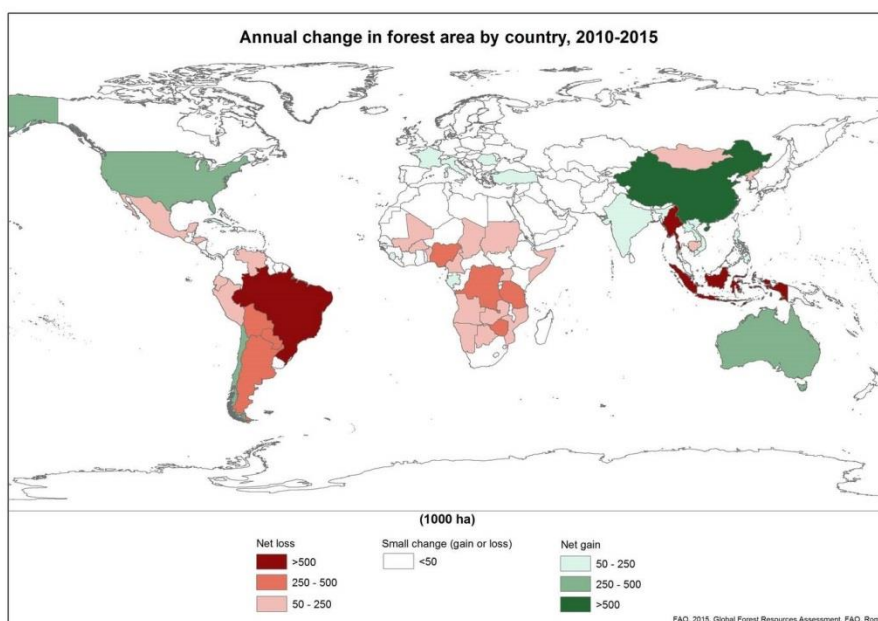


Figure 13: Changement annuel de surface de forêts 2010-2015 (FAO 2015)

4.2.3. Hypothèses sur l'approvisionnement énergétique pour le scénario marginal long terme

4.2.3.1. Production d'électricité

Le système de l'étude originale inclut une production d'électricité venant d'énergies fossiles puisque le but de cette étude originale était de se renseigner sur les conséquences de l'utilisation de bioénergie pour démanteler les capacités de productions énergétiques basées sur des énergies fossiles.

Notre étude identifie les impacts environnementaux d'une production additionnelle de biomasse sous l'hypothèse qu'il n'y a pas d'exigence fixe sur la quantité de sol à utiliser ou sur la quantité des produits énergétiques à partir de biomasse. Nous comparons donc la production de chaleur et d'électricité du Miscanthus à l'approvisionnement alternatif de chaleur et électricité marginaux²⁴. La chaleur marginale est approvisionnée par une centrale de chaleur de taille similaire alimentée par des granulés de bois, et l'électricité marginale est divisée en 81,2% d'éolien, 13,4% de panneaux solaires, 5,4% de combustion de granulés de bois (Muñoz et al. 2015).

Les données spécifiques utilisées pour l'approvisionnement marginal sont présentées dans le Tableau 15 et dans le Tableau 16.

²⁴ Pour plus de détails sur les hypothèses utilisées pour identifier l'électricité marginale, voir : <http://consequential-lca.org/clca/marginal-suppliers/the-special-case-of-electricity/example-marginal-electricity-in-denmark/> (visité le 14 novembre 2016)

Tableau 15 : Mix utilisé pour l'approvisionnement marginal d'électricité au Danemark

Modules utilisés	Quantité	Unité	Source
Electricity, high voltage{DK} electricity production, wood pellets CLCA	0.054	kWh	Voir détails dans le tableau ci-dessous
Electricity, high voltage{DK} electricity production, wind, <1MW turbine, onshore Conseq, U	0.51*0.812	kWh	(ecoinvent 2014)
Electricity, high voltage{DK} electricity production, wind, >3MW turbine, onshore Conseq, U	0.09*0.812	kWh	
Electricity, high voltage{DK} electricity production, wind, 1-3MW turbine, offshore Conseq, U	0.22*0.812	kWh	
Electricity, high voltage{DK} electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore Conseq, U	0.18*0.812	kWh	
Electricity, high voltage{DK} electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted Conseq, U	0.068*0.134	kWh	(ecoinvent 2014)
Electricity, high voltage{DK} electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, single-Si, panel, mounted Conseq, U	0.932*0.134	kWh	

Tableau 16 : ICV utilisé pour la production d'électricité à partir de bois scandinave

Modules utilisés	Quantité	Unité	Source
Electricity, high voltage {DK} electricity production, wood pellets CLCA	1	kWh	Voir contenu ci-dessous
Burning of wood pellets {DK} burning CLCA	3.6/0.413	MJ	Voir contenu ci-dessous
Sous-procédé: Burning of wood pellets {DK} burning CLCA	1.19	MJ	
Wood pellets, dry mass {DK-SE} CLCA	6.27E-02	kg	Voir sous-procédé
Furnace, pellet, 50kW {GLO} market for Conseq, U	1.76E-07	p	(ecoinvent 2014)
Electricity, low voltage {GLO} electricity voltage transformation from medium to low voltage CLCA	0.0049	kWh	(ecoinvent 2014)
Sous-procédé: Wood pellets, dry mass {SE-DK} CLCA	1	kg	Voir contenu ci-dessous
Heat, district or industrial, natural gas {RoW} heat production, natural gas, at industrial furnace >100kWh Conseq, U	3.17	MJ	(ecoinvent 2014)
Wood pellet factory {GLO} market for Conseq, U	1.55E-11	P	(ecoinvent 2014)
Emissions from Burning of wood pellets {DK} burning CLCA	0.187*18.8	MJ	Voir sous-procédé
Diesel, burned in building machine {GLO} market for Conseq, U	0.208	MJ	(ecoinvent 2014)
Industrial wood, Scandinavian softwood, under bark, u=140%, at forest road/NORDEL U corrected	$(1+0.187)/(0.4 \cdot 25 \cdot 1000)$	m ³	Densité du bois 425kg/m ³ (Toolbox 2015)
Electricity, medium voltage {DK} market for Conseq, U	0.266	kWh	(Muñoz et al. 2015)
Sous-procédé: Emissions from Burning of wood pellets {DK} burning CLCA	1.19	MJ	Voir contenu ci-dessous
Wood, at combustion, air emissions (total emissions per GJ input energy)/LH-Dait	$1/1000 \cdot 1.19/0.38$	GJ	38% rendement (Ensted 2000) Projet Miscanthus

4.2.3.2. Production de chaleur et électricité marginale long terme

La modélisation du chauffage urbain est basée sur l'étude de Schmidt et Dalgaard (2012, p.80-83). D'après cette publication, les biocarburants peuvent être considérés comme la source marginale de chauffage urbain au Danemark. La chaleur est produite dans une centrale de production combinée de chaleur et d'électricité produisant 0.59MJ de chaleur et 0.28MJ d'électricité par MJ de biocarburant entrant.

Puisque les importations de bois vers les pays nordiques sont négligeables, nous supposons que tout le biocarburant utilisé pour produire de la chaleur au Danemark provient de forêts scandinaves. La modélisation de la sylviculture scandinave est modélisée à partir du procédé ecoinvent : « Industrial wood, Scandinavian softwood, under bark, u=140%, at forest road/NORDEL U ». Les données sont présentées dans le Tableau 17.

Tableau 17: ICV utilisé pour la production de chaleur à partir des copeaux de bois scandinave

Modules utilisés	Unité	Quantités	Source
Wood chips, burned {DK} combined heat and power plant Conseq, U	MJ	1	(ecoinvent 2014, bois et émissions modifiées)
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Conseq, U	MJ	0.0147	(ecoinvent 2014)
Wood Chips (75% dm) {SE} forest Conseq, U	MJ	0.0735	Voir sous-procédé
Wood, at combustion, air emissions (total emissions per GJ input energy)/LH-Dait	MJ	-0.28	Projet Miscanthus
Sous-procédé : Wood Chips (75% dm) {SE} forest Conseq, U	kg	1	(ecoinvent 2014, bois modifié)
Industrial wood, Scandinavian softwood, under bark, u=140%, at forest road/NORDEL U corrigé *		0.75/(0.425* 1000)	(ecoinvent 2014, modifié)
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Conseq, U	tkm	0.05	(ecoinvent 2014)
Diesel, burned in building machine {GLO} market for Conseq, U	MJ	0.04	(ecoinvent 2014)

* les flux d'occupation des sols dans la version ecoinvent d'origine ont été supprimés parce que la méthode Stepwise comptabilise l'occupation des sols autrement.

4.3. Analyse de l'Impact du Cycle de Vie (AICV) et évaluation monétaire

4.3.1. AICV en unités physiques

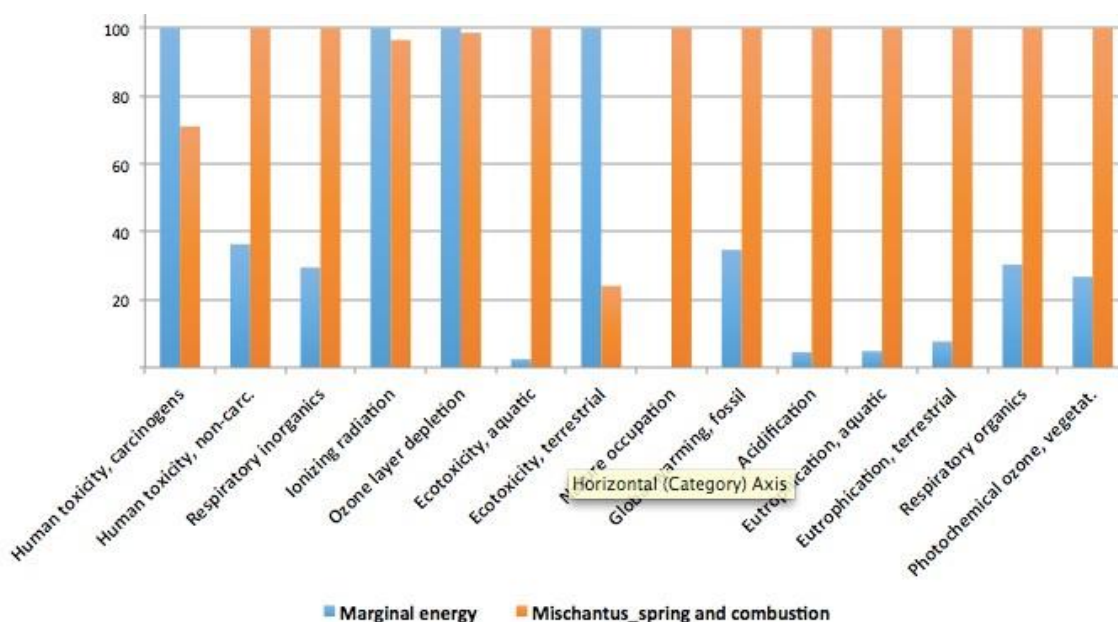


Figure 14 – Résultats des impacts mesurés en unités physiques d'origine. Pour chaque catégorie d'impact, le plus grand contributeur est fixé à 100%.

Tableau 18 : Résultats des impacts mesurés en unités physiques d'origine

Catégories d'impacts	Unité	Copeaux de bois	Miscanthus
Toxicité humaine, cancérogènes	kg C ₂ H ₃ Cl-eq	6.35E+02	4.51E+02
Toxicité humaine, non-cancérogènes	kg C ₂ H ₃ Cl-eq	1.05E+03	2.89E+03
Maladies respiratoires, inorganiques	kg PM _{2.5} -eq	4.96E+01	1.68E+02
Radiation ionisantes	Bq C-14-eq	2.14E+05	2.07E+05
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11-eq	2.17E-03	2.14E-03
Ecotoxicité aquatique	kg TEG-eq a	1.38E+06	5.67E+07
Ecotoxicité terrestre	kg TEG-eq s	4.21E+05	1.01E+05
Occupation des sols	PDF*m ² a	0.00E+00	6.02E+04
Réchauffement climatique, fossile	kg CO ₂ -eq	2.59E+04	7.48E+04
Acidification	m ² UES	1.96E+03	4.33E+04
Eutrophisation aquatique	kg NO ₃ -eq	1.25E+02	2.59E+03
Eutrophisation terrestre	m ² UES	5.37E+03	7.00E+04
Maladies respiratoires, organiques	pers*ppm*h	3.65E+01	1.21E+02
Formation d'ozone photochimique, plantes	m ² *ppm*h	4.05E+05	1.52E+06

Les différences entre les deux systèmes sont importantes. La plupart des catégories mettent en évidence les inconvénients du système de culture et combustion du Miscanthus par rapport à la production d'électricité marginale. Ces résultats confirment ceux de l'étude d'origine (Tonini et al. 2012), qui montre aussi que les systèmes de combustion de biomasse ne sont pas aussi « durables » que les systèmes de production d'électricité alternatifs, mêmes ceux basés sur les énergies fossiles.

Les plus grandes différences relatives entre les deux systèmes sont sur l'écotoxicité, l'eutrophisation et l'acidification.

Comme il n'y a pas un système qui soit plus performant que l'autre sur toutes les catégories, convertir les valeurs en valeurs monétaires et poursuivre les calculs pour obtenir une note unique présente un intérêt (comme mentionné dans (Weidema et al. 2013). De plus, pour une analyse plus poussée de chaque système, il peut être pertinent de comparer les résultats pour chaque système sur les différentes catégories d'impacts.

Comme préparation à l'évaluation monétaire, le Tableau 15 montre les résultats d'impacts en unités endpoint physiques.

Tableau 19 : Résultats AICV dans les unités endpoint physiques

Catégorie d'impact	Unité	Copeaux de bois	Miscanthus
Toxicité humaine, cancérigènes	QALY	1.78E-03	1.26E-03
Toxicité humaine, non-cancérigènes	QALY	2.94E-03	8.09E-03
Maladies respiratoires, inorganiques	QALY	3.47E-02	1.18E-01
Radiations ionisantes	QALY	4.50E-05	4.34E-05
Destruction de la couche d'ozone	QALY	2.39E-06	2.36E-06
Ecotoxicité aquatique	BAHY	6.91E-03	2.83E-01
Ecotoxicité terrestre	BAHY	3.32E-01	7.99E-02
Occupation des sols	BAHY		5.30E+00
Réchauffement climatique, impact sur l'Homme	QALY	5.44E-04	1.57E-03
Réchauffement climatique, impacts sur les écosystèmes	BAHY	1.50E+00	4.34E+00
Acidification	BAHY	1.08E-02	2.38E-01
Eutrophisation aquatique	BAHY	9.00E-03	1.86E-01
Eutrophisation terrestre	BAHY	4.78E-02	6.23E-01
Maladies respiratoires, organiques	QALY	2.56E-02	8.44E-02
Formation d'ozone photochimique, écosystèmes	BAHY	2.67E-02	9.99E-02
Formation d'ozone photochimique, plantes	% hectare-yield	1.14E+01	4.27E+01
Total, impact sur les écosystèmes	BAHY	1.94E+00	1.11E+01
Total, impacts sur les humains	QALY	6.56E-02	2.13E-01

4.3.2. Évaluation monétaire (1^{ère} itération)

Les résultats de l'évaluation monétaire, obtenus suite à l'application de la méthode « sur étagère » STEPWISE, sont présentés ci-dessous. Les deux figures présentent les résultats monétarisés respectivement pour chaque catégorie d'impact *midpoint* et pour les dommages (*endpoint*) ainsi que le total.

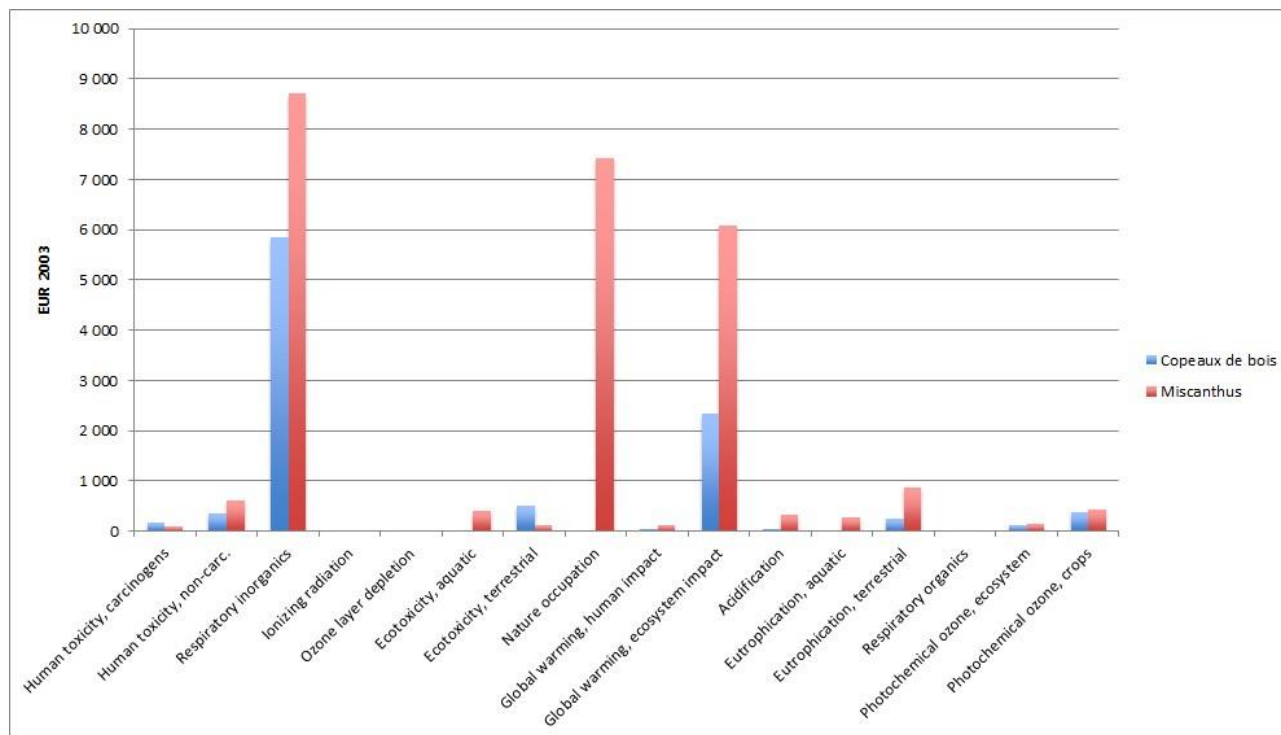


Figure 15 – Valeurs monétaires pour chaque catégorie d'impact midpoint pour les deux systèmes comparés

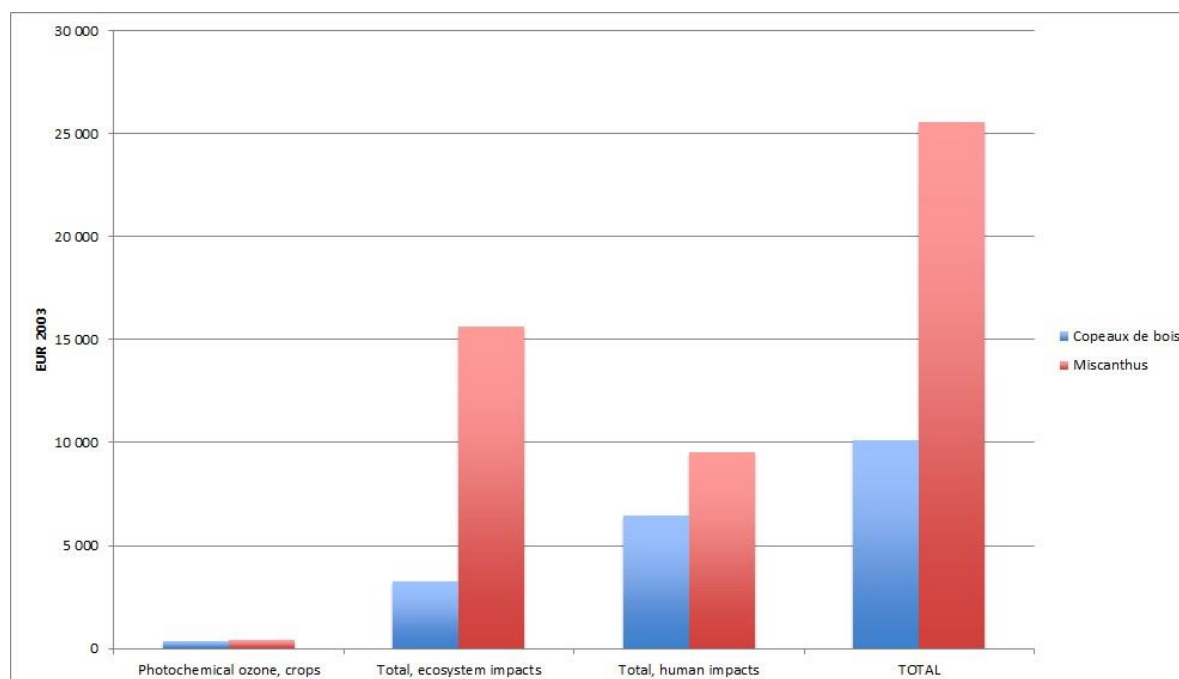


Figure 16 – Valeurs monétaires pour chaque catégorie de dommage, et total, pour les deux systèmes comparés

Tableau 20 : Valeurs monétaires de chaque catégorie d'impact midpoint pour les deux systèmes comparés

Catégorie d'impact	Unité	Copeaux de bois	Miscanthus
Toxicité humaine, cancérigènes	EUR2003	1,32E+02	9,34E+01
Toxicité humaine, non-cancérigènes	EUR2003	2,17E+02	5,99E+02
Maladies respiratoires, inorganiques	EUR2003	2,57E+03	8,71E+03
Radiations ionisantes	EUR2003	3,33E+00	3,21E+00
Destruction de la couche d'ozone	EUR2003	1,77E-01	1,74E-01
Ecotoxicité aquatique	EUR2003	9,68E+00	3,97E+02
Ecotoxicité terrestre	EUR2003	4,65E+02	1,12E+02
Occupation des sols	EUR2003	0,00E+00	7,42E+03
Réchauffement climatique, impact sur l'Homme	EUR2003	4,02E+01	1,16E+02
Réchauffement climatique, impacts sur les écosystèmes	EUR2003	2,10E+03	6,07E+03
Acidification	EUR2003	1,51E+01	3,34E+02
Eutrophisation aquatique	EUR2003	1,26E+01	2,61E+02
Eutrophisation terrestre	EUR2003	6,69E+01	8,73E+02
Maladies respiratoires, organiques	EUR2003	7,03E+00	2,32E+01
Formation d'ozone photochimique, écosystèmes	EUR2003	3,74E+01	1,40E+02
Formation d'ozone photochimique, plantes	EUR2003	1,13E+02	4,22E+02
Total, impact sur les écosystèmes	EUR2003	2,71E+03	1,56E+04
Total, impacts sur les humains	EUR2003	4,85E+03	1,58E+04
Total, monetary value of impacts	EUR2003	7,68E+03	3,18E+04

Cette page est laissée intentionnellement blanche.

5. Sondage : conception

Dans les sections suivantes, nous ferons souvent référence au sondage distribué aux membres de SCORELCA pour diffusion. L'intégralité des copies d'écran de ce sondage est présentée dans l'Annexe 2 du présent rapport. Cette section du rapport vise à présenter les principaux éléments de la conception d'un sondage et de l'analyse des résultats du sondage. La réalisation de cet exercice a permis d'alimenter les recommandations formulées au chapitre 2.

L'objectif du déploiement et de l'analyse de ce sondage était d'aider SCORELCA à mieux comprendre le fonctionnement des méthodes de monétarisation fondées sur des préférences déclarées.

Les questions du sondage réalisé ont été conçues pour estimer le CAP des répondants pour les externalités positives ou négatives des énergies renouvelables. Des sondages suivant deux méthodes différentes ont été déployés dans le cadre de ce projet : évaluation contingente (EC) et choix expérimentaux (CE). L'introduction et la description du scénario sont communes aux deux méthodes, en revanche la façon de demander le CAP différencie les deux méthodes.

Ce sondage peut être considéré comme un sondage pilote pour un sondage à plus grande échelle qui pourrait être conduit à terme (voir fiche pratique 7).

Si l'on suit le déroulement de l'arbre de décision 0 présenté au chapitre 2, le présent chapitre correspond à la réalisation la 2^e itération de la démarche de monétarisation : monétarisation des impacts avec des facteurs de monétarisation spécifiques.

5.1. Conception du sondage pilote

5.1.1. Elaboration du synopsis, des scénarios de référence et alternatifs comparés

Les objectifs du sondage sont les suivants :

- Déterminer la valeur monétaire que les personnes donnent aux impacts sur des écosystèmes globaux (extinction des espèces) ;
- Déterminer si quand on fait référence aux écosystèmes²⁵, les personnes pensent à des écosystèmes globaux ou locaux. En ACV, la biodiversité est aujourd'hui traitée de façon globale et il n'est pas évident qu'une personne moyenne pense à l'aspect global de la biodiversité (disparition des espèces locales vs. disparition des espèces globales).

Le premier point d'attention est d'élaborer un scénario crédible et compréhensible pour cadrer la réflexion des répondants du sondage. L'évaluation de concepts « abstraits » comme la biodiversité²⁶ est complexe et il faut éviter que des hypothèses et réactions trop hétérogènes soient prises par les répondants. Pour cela, il est recommandé d'éviter de poser une question directe du type : « Combien êtes-vous prêt à payer pour éviter l'extinction d'une espèce ? » ou « Combien êtes-vous prêt à payer pour la protection de 1 ha de forêt ? ». Il est préférable de créer un scénario pour associer un concept abstrait avec un bien concret (par exemple et de façon très simplifiée : « Combien êtes-vous prêts à payer sur votre facture énergétique pour que l'énergie solaire remplace celle produite à partir de la biomasse et, par conséquent, réduire la déforestation et, par conséquent, éviter la disparition des espèces ? »).

Un scénario est constitué principalement des éléments suivants :

- **La présentation d'une situation de référence et d'une situation alternative.** La différence entre les deux situations représente le changement que le répondant du sondage évalue (donne une valeur monétaire). En effet, il est important de noter que **l'on va toujours demander d'évaluer un**

²⁵ Il faut d'abord s'assurer que les gens comprennent ce qu'est un écosystème.

²⁶ Le concept de la biodiversité est considéré ici comme « abstrait » en comparaison d'autres biens qui peuvent être évalués par le même type de sondage – par exemple, une nouvelle fonction d'un smartphone, concept beaucoup plus accessible et concret pour un individu « moyen », i.e. sans bagage particulier sur les enjeux environnementaux).

changement, le passage d'une situation de référence à une autre situation, ces deux situations devant être décrites de la manière la plus crédible et claire possible. Dans le cas du sondage réalisé dans ce projet, la situation de référence a été définie comme le mix électrique actuel pour un pays donné (France, Allemagne, Danemark). La situation alternative représente un changement de 1% du mix électrique du pays – l'électricité solaire (produite à partir de panneaux photovoltaïques) remplace l'électricité produite à partir de la biomasse (miscanthus avec des impacts globaux OU bois forestier avec des impacts locaux).

- **Les attributs impactés par le changement proposé.** Comme expliqué, l'objectif principal du sondage est d'évaluer le CAP pour les écosystèmes. Les deux filières biomasse ont été choisies afin d'observer les différences perçues entre écosystèmes globaux et locaux. Un enjeu de ce choix particulier pour la réalisation du sondage est que tous les scénarios avec combustion de biomasse ont des impacts sur des écosystèmes mais aussi sur la santé humaine (notamment en raison des émissions de particules) : il est difficile de définir un scénario qui n'ait pas d'impact sur la santé humaine. Par conséquent, la santé humaine doit aussi être prise en compte comme attribut, même si ce n'est pas l'objet principal des sondages réalisés (centrés sur l'évaluation des dommages aux écosystèmes).
- **La définition d'un 'mode' de paiement** afin d'accéder aux bénéfices du changement proposé par rapport à une situation de référence. Dans le cas de ce sondage, le paiement se concrétise à travers d'une augmentation de la facture d'électricité. Les explications sur le mode de paiement peuvent avoir un gros impact sur le taux de réponse d'un sondage. Le répondant doit 'croire' à la description du scénario pour que ses réponses soient honnêtes. Il est recommandé d'ajouter au sondage des informations supplémentaires comme l'entité qui reçoit le paiement, et comment l'argent sera utilisé, pour crédibiliser « l'histoire ».

Des recommandations détaillées pour la conception d'un sondage pour estimer un CAP sont données dans Hoyos & Mariel (2010).

Commentaires reçus sur la présentation des scénarios dans le sondage

Plusieurs répondants ont laissé des commentaires sur la façon dont les scénarios ont été présentés dans le sondage. Ces commentaires rentrent dans deux catégories :

- Type 1 : « Trop long », « Introduction trop longue », « Trop de texte », etc.
- Type 2 : « pas crédible », « hypothèses trop simplificatrices ».

Ces deux catégories de commentaires sont contradictoires / divergentes. Fournir trop d'informations lors de la description des scénarios est risqué vu que le temps qu'un répondant peut consacrer au remplissage du sondage est toujours limité ; ne pas fournir assez d'informations est risqué aussi vu que les répondants ayant des connaissances préalables sur le sujet peuvent trouver la présentation du scénario trop simpliste et, par conséquent, pas crédible.

Trouver le juste compromis entre la complexité des explications et la quantité d'informations à fournir n'est pas un exercice évident. La réalisation de sondages pilotes afin de tester les éventuelles réactions des répondants est recommandée pour éviter les problèmes associés à l'interprétation des scénarios. Une autre solution est la conception de scénarios à deux niveaux de lecture : une partie du texte, courte, de lecture obligatoire pour tous les répondants ; une annexe avec les détails et explications plus approfondies pour les répondants « experts » ou simplement curieux. Le cas idéal pour éviter tous les problèmes d'interprétation est la présentation des scénarios en « face à face » (i.e. en physique, et non via internet ou prise de contact téléphonique) mais cela peut avoir des coûts de mise en œuvre très importants et il est plus difficile de s'assurer que tous les répondants auront le même niveau d'information.

5.1.2. Calcul des valeurs utilisées dans les scénarios

Les valeurs utilisées dans la présentation des scénarios étaient fondées sur les résultats de l'ACV présentée dans la section 4 de ce rapport.

Le détail de calculs est présenté dans les fichiers en annexe du rapport (*utilisés pendant le Workshop*). Les étapes de calcul pour l'estimation des valeurs d'impact sur la santé humaine et sur les écosystèmes des différentes technologies pour la production d'électricité (solaire PV, biomasse forestière et miscanthus) sont les suivantes :

1. Conversion des résultats ACV midpoint (unité de midpoint/MWh) en endpoint (QALY/MWh et BAHY/MWh) en utilisant les facteurs de conversion proposés dans (Weidema, 2009).
2. Impact total par unité fonctionnelle : Somme des QALY/MWh et des BAHY/MWh associés à chaque midpoint pour déterminer l'impact total sur la santé humaine et sur la biodiversité des différentes technologies.
3. Echelle du changement : Le changement proposé dans le scénario alternatif est de 1% du mix électrique d'un pays : l'électricité solaire remplace l'électricité produite à partir de la biomasse forestière ou du miscanthus. Le calcul est réalisé à partir de la production annuelle d'électricité pour le pays de référence (résultat en MWh/an).
4. QALY et BAHY associés au changement :
 - a) Multiplication de « l'impact total par unité fonctionnelle » (en QALY/MWh et BAHY/MWh) par « l'échelle du changement » (en MWh/an) – résultat en QALY/an et BAHY/an pour l'électricité à partir de solaire PV, biomasse forestière et miscanthus ;
 - b) Soustraction.
5. Conversion des unités QALY/an et BAHY/an en unités plus accessibles au grand public :
 - a) Pour les impacts sur la santé humaine, les résultats sont exprimés en personnes avec 1 mois de vie supplémentaire sur 10 000 – on utilise la population du pays pour ce calcul ;
 - b) Pour les impacts sur la biodiversité, les résultats sont exprimés en surface « impactée » (km²).

Les résultats pour la France sont les suivants ; ils représentent les bénéfices (en comparaison du scénario de référence) pour lesquels les répondants vont exprimer leur CAP lors du sondage²⁷ :

- Biodiversité locale (biomasse forestière) : 581 km² de forêts protégés ;
- Biodiversité globale (miscanthus) : 693 km² de forêts protégés ;
- Santé humaine (biomasse forestière) : 0,9 personne avec un mois de santé supplémentaire sur 10 000 ;
- Santé humaine (miscanthus) : 1,5 personne avec un mois de santé supplémentaire sur 10 000.

5.1.3. Sélection des valeurs de paiement pour l'évaluation contingente

Plusieurs façons existent pour poser la question sur le CAP pour un scénario donné (*elicitation methods*) et présenter les formes de paiement au répondant d'un sondage. Selon Hoyos & Mariel (2010), les différentes possibilités sont :

- Question ouverte (*open ended / direct questions*) : par exemple, « Combien êtes-vous prêt à payer pour cette nouvelle fonctionnalité de ce produit ? ».
- Question fermée (*closed-ended / discrete questions*) : par exemple, « Etes-vous prêt à payer X euros pour cette nouvelle fonctionnalité de ce produit ? », et la réponse attendue est « oui » ou « non ».
- Jeu d'enchères (*bidding game*) : enchainement de questions fermées, si la réponse est « oui », une valeur plus élevée est proposée au répondant, si la réponse est « non », une valeur moindre est proposée au répondant. Le « jeu » se termine quand le répondant change sa réponse.
- Carte de paiement (*Payment cards*) : plusieurs valeurs sont proposées au répondant et il doit choisir une option.

Dans le sondage appliqué dans le cadre de ce projet, la dernière option a été retenue pour sa facilité d'application (une seule réponse demandée), surtout dans la mesure où il s'est agi d'un sondage en ligne. Il

²⁷ Les valeurs présentées ici diffèrent des valeurs du sondage en raison des erreurs de calcul lors de la conception des sondages :

Biodiversité locale (biomasse forestière) : 5 km² de forêts protégés

Biodiversité globale (miscanthus) : 75 km² de forêts protégés

Santé humaine (biomasse forestière) : 1 personne avec un mois de santé supplémentaire sur 10 000

Santé humaine : 1 personne avec un mois de santé supplémentaire sur 10 000

est néanmoins important de proposer une fourchette de valeurs assez large pour couvrir toutes les possibilités de réponse. Encore une fois, un sondage pilote permet d'estimer si les valeurs proposées sont pertinentes ou si, par exemple, l'échelle de paiement doit être étendue.

Les valeurs choisies pour les cartes de paiement de notre sondage sont fondées sur les recommandations de Rowe et al. (1996). Les recommandations sont en forme de pourcentage mais il est recommandé de présenter des valeurs réelles (en euros) pour les répondants d'un sondage (les valeurs ont été arrondies à la dernière case avant la virgule).

Commentaires reçus sur les valeurs de paiement

Nous avons reçu un seul commentaire sur les valeurs de paiement proposées. Le répondant souligne le fait que les avantages proposés par le scénario alternatif ne semblent pas très importants et qu'il ne serait pas prêt à payer 1 EUR/mois de plus sur la facture d'électricité mais qu'il serait prêt à payer quelques centimes. Cette réaction souligne à nouveau l'importance de la réalisation de sondages pilotes pour s'assurer que les valeurs proposés conviennent à tous les répondants.

5.1.4. Sélection des valeurs de paiement pour les choix expérimentaux

Dans le cas des CE, le répondant exprime un CAP pour plusieurs combinaisons d'attributs à différents niveaux (bénéfices sur la biodiversité locale, la biodiversité globale et sur la santé humaine dans le cas de ce sondage) – contrairement à cette EC où un CAP est exprimé pour un seul scénario fixe de bénéfices / dommages sur la biodiversité locale OU globale et la santé humaine par rapport au scénario de référence. Dans le sondage CE proposé dans le cadre de cette étude, 6 questions ont été posées, le répondant devant à chaque fois choisir entre deux scénarios alternatifs (avec différents bénéfices pour les différents attributs – voir le sondage en Annexe 2) et le *status quo*. Les questions sont formulées d'une telle façon que le répondant soit obligé de faire un compromis entre paiements et attributs.

Afin de comparer la performance des deux méthodes de monétarisation EC et CE, les valeurs des bénéfices sur chaque attribut proposés dans les CE ont été fondés sur ceux de l'EC :

- *Status quo* – valeurs de la situation actuelle (référence) ;
- *Niveau 1 de bénéfices (niveau supérieur)* – la moitié de la valeur pour les bénéfices présentés dans l'EC ;
- *Niveau 2 de bénéfices (niveau maximal)* – la même valeur pour les bénéfices présentés dans l'EC.

Pour les CE, il faut également s'assurer que les valeurs de paiement retenues couvrent une fourchette assez large pour que les répondants ne choisissent le prix maximum que pour une combinaison très favorable des différents attributs. Pour cette raison, les sondages pilotes sont aussi, à nouveau, recommandés.

Le design expérimental (distribution des bénéfices et de valeurs de paiement sur les 6 questions) a été élaboré à l'aide d'un logiciel dédié, Ngene v1.1.2 (<http://www.choice-metrics.com/>), en utilisant la méthode D-efficient. Ce type de logiciel est utilisé pour une conception efficace des questions, point important pour la réduction du nombre de répondants nécessaire.

5.1.5. Discussion sur la partialité des sondages

De nombreux commentaires ont été reçus sur la partialité des scénarios proposés dans le sondage pédagogique de ce projet. On peut citer :

- *"Your description makes it sound as if you only consider arable farmland. Installed panels do have an impact on biodiversity for both arable and non-arable land. **As described, your survey makes it sound as if solar energy is pollution and impact free which is not the case due to land use, the use of chemicals in production, production inefficiencies, large installed surface area needed due to low energy conversion efficiencies, and eventually the issues with recycling.** If I am paying, which I am willing to do, I would like at least to be well informed of overall consequences (expected) in the short and long term."*
- *"I responded assuming that there was a net biodiversity loss in choosing biofuels over solar, and that there were no other negative trade-offs. However, I doubt that this is always the case (**solar power needs a lot of -rare- metals to work, which may result in negative impacts on biodiversity, as***

well as other impacts). *The energy and CO2 ROI would be an indicator at least as important for me than biodiversity."*

- **"I am not convinced about the realism in the facts and that is disturbing.** *Who says solar is 0 %? Why not ask for other options that might be more influential in substituting biofuel (heat pumps in district heating) .I miss lower extra costs or is the questionnaire really meant to test anchoring as a psychological phenomena?"*
- **"The presentation of the different energy Technologies was biased and incomplete.** *E.g., PV may have Impact on biodiv, at least in the value chain (rare earth etc.)"*
- **"I know that the survey does not intent to compare the environmental performances of PV and biomass, but I still think that the results can be biased because the problem is presented in a too simplistic way.** *Intermittent PV cannot be compared to biomass which can produce energy in baseload, and it is not true that harvesting forest biomass in Germany for energy purpose has such an impact on the local environment."*

Comme expliqué dans la section 5.1.2, les valeurs présentées (pour les bénéfices attendus en conséquence du remplacement de l'électricité à partir de la biomasse par l'électricité solaire à l'échelle de 1% du mix électrique du pays) sont tirées des résultats de l'ACV (étude de cas). Les impacts sur les écosystèmes et la santé humaine associés au cycle de vie des panneaux solaires ont été pris en compte. En revanche, l'impact sur l'extraction de ressources naturelles n'est pas inclus dans le modèle utilisé – et, à priori, la valeur monétarisée de l'extraction des ressources naturelles est faible en comparaison de celui des autres catégories d'impact, même si nous n'avons pas pu le vérifier sur ce cas précis. L'utilisation de l'ACV pour l'estimation des bénéfices n'était pas explicite dans le texte du sondage et cela a été une source de confusion pour certains répondants, qui se sont posé des questions sur la prise en compte ou non de tel ou tel aspect lié au cycle de vie, par exemple l'impact des PV sur leur cycle de vie. Néanmoins, nous soulignons qu'un sondage comme tel est destiné à la population moyenne et il n'est pas recommandé de présenter les détails des calculs ACV pour un tel public – voir l'Encadré 1.

5.2. Questions pratiques liées au déploiement du sondage

Le sondage a été distribué aux membres de SCORELCA (qui l'ont à leur tour relayé dans leur réseau) et aux équipes de Deloitte Développement Durable et 2.-0 LCA consultants. Les répondants étaient, donc, basés principalement dans trois pays : France, Allemagne et Danemark. Il est nécessaire, bien entendu, d'adapter ce type de sondage aux spécificités de chaque pays.

En plus d'adapter les valeurs du sondage au contexte géographique et donc culturel des répondants, des questions sociodémographiques sont posées dans un sondage. Ces questions ont pour objectif de déterminer la représentativité ou non de l'échantillon sondé. Ces deux aspects pratiques du déploiement d'un sondage sont présentés dans les deux sections suivantes.

5.2.1. Adaptation du sondage au contexte géographique

Idéalement, un sondage est élaboré dans la langue d'origine des répondants. Le sondage de ce projet a été élaboré en anglais pour des questions de praticité, les répondants des trois pays ont eu accès au même texte avec des valeurs adaptées aux contextes danois et français. Pour l'Allemagne on a utilisé les mêmes informations qu'en ...

Les paramètres spécifiques à chaque pays appliqués dans le sondage sont les suivants :

- Mix électrique – Les pourcentages d'électricité solaire et à partir de biomasse dans le mix électrique d'un pays sont présentés lors de la description de la situation actuelle et du scénario alternatif ;
- Production annuelle d'électricité – Pour le calcul de l'échelle du changement proposée dans le scénario alternatif ;
- Population – Pour le calcul de l'impact sur la santé humaine en personnes avec un mois de santé supplémentaire sur 10 000 à partir du QALY / changement ;
- Superficies de référence pour les impacts sur la biodiversité – Les impacts sur la biodiversité sont exprimés en surface affectée par le changement. Pour aider les répondants à visualiser les impacts

sur la biodiversité, une région connue de la population moyenne est associée à l'unité de surface (e.g. 5 km² – correspond à moitié de la surface du Bois de Vincennes à Paris) ;

- Prix de l'électricité – La facture électrique moyenne par ménage varie d'un pays à l'autre en raison des prix du kWh et aussi des consommations moyennes.

5.2.2. Représentativité de l'échantillon

Au début du sondage, le répondant est invité à répondre à des questions sociodémographiques et des questions comportementales (sur leur perception des problèmes environnementaux).

Les questions sociodémographiques portent sur le sexe, l'âge, l'éducation et la rémunération du répondant. Idéalement, les tranches pour le niveau d'éducation et de rémunération utilisées dans le sondage doivent correspondre aux tranches des statistiques nationales officielles (par ex. INSEE pour la France). Les résultats sociodémographiques d'un sondage peuvent être comparés aux statistiques nationales afin de vérifier la représentativité de l'échantillon – dans le cas du sondage de ce projet, par exemple, le niveau d'éducation moyen de l'échantillon était plus élevé que celui de la moyenne de la population.

Les questions comportementales portent sur l'importance que les individus donnent à la biodiversité locale, à la biodiversité globale et au changement climatique. Les questions sur la perception environnementale servent notamment à vérifier l'existence d'une corrélation entre la « conscience environnementale » des répondants et leur CAP. Une analyse de la corrélation entre les facteurs sociodémographiques est aussi recommandée. Ces analyses de corrélation ont été conduites dans le cadre de ce projet mais, en raison de l'échantillon trop réduit, **la robustesse des résultats est faible**.

6. Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier l'association SCORELCA pour le financement de cette étude et pour les échanges très constructifs et fructueux qui ont eu lieu tout au long du projet. Nous tenons en particulier à remercier Till Bachmann et Jeanne Serre pour leurs commentaires très détaillés et nombreux et leur forte contribution au projet.

7. Références

- Abay, A T. (2014) Economic Valuation of the Externalities of Offshore and Onshore Wind farms in Denmark: Results from a Nationwide Choice Experiment Survey. Master Thesis - University of Copenhagen.
- Ahlroth, S., Finnveden, G. (2011) Ecovalue08 – A new valuation set for environmental systems analysis tools. *Journal of Cleaner Production* 19:1994-2003
- Ahlroth, S. (2014). The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 85:34-41.
- Allacker, K., & De Nocker, L. (2012). An Approach for Calculating the Environmental External Costs of the Belgian Building Sector. *Journal of Industrial Ecology*, 16(5):710–721.
- Andersson H, Sundström K, Hammit J (2011) Willingness to pay and QALYs: What can we learn about valuing foodborne risk? Toulouse School of Economics Working Paper
- Bickel, P, Schmid, S, Krewitt, W, Friedrich, R. (1997) External costs of transport in ExternE. ExternE
- Cao, V., Margni, M., Favis, B., & Deschênes, L. (2015). Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. *Journal of Cleaner Production*, 94:56-66.
- Cohen de Lara, M. et Dron, D. 1998. Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques. Rapport au ministre de l'Environnement, Cellule de prospective et stratégie.
- Du, G., Safi, M., Pettersson, L., & Karoumi, R. (2014). Life cycle assessment as a decision support tool for bridge procurement: environmental impact comparison among five bridge designs. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(12):1948-1964.
- ecoinvent. (2012). ecoinvent data v2.2 Les ICV sont disponibles dans le logiciel ACV SimaPro. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- ecoinvent. (2014). ecoinvent data v3. The inventory data and reports are available in the LCA pc-software SimaPro 8.4. Only the consequential data sets were used. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Ensted. (2000). Efficiency of Electricity Power Plant from biomass. Extrait de <http://www.aet-biomass.com/>
- European Commission—Joint Research Centre—Institute for Environment and Sustainability. (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—general guide for life cycle assessment—detailed guidance. Luxembourg; Publications Office of the European Union: 2010
- FAO. (2015). Global Forest Resources Assessment. Rome: FAO. Extrait de <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/en/>
- Ferreira, S., Cabral, M., Da Cruz, N., & Marques, R. (2014). Economic and environmental impacts of the recycling system in Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 79:219-230.
- Ferreira, S., Cabral, M., De Jaeger, S., Da Cruz, N., Simões, P., & Marques, R. (2015). Life cycle assessment and valuation of the packaging waste recycling system in Belgium. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1-11.
- Finnveden, G., Eldh, P., Johansson, J. (2006) Weighting in LCA based on ecotaxes: Development of a mid-point method and experiences from case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11:81-88
- Frischknecht R and Rebitzer G. (2005). The ecoinvent database system : a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 13:1337–43.
- Green PE, Srinivasan V. (1978) Conjoint Analysis in Consumer Research: Issues and Outlook. *Journal of Consumer Research*, 5(2): 103-23
- Greene, W. (2003) *Econometric Analysis*. Prentice Hall
- Guillot-Soulez, C, Soulez, S (2009) L'analyse conjointe: présentation de la méthode et potentiel d'application pour la recherche en GRH. Working Paper. Université de Haute-Alsace

- Gyrð-Hansen, D. (2003) Willingness to pay for a QALY. *Health Economics* 12, 1049–1060
- Hall, M. (2015). A transdisciplinary review of the role of economics in life cycle sustainability assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12:1625-1639.
- Hamelin L, Wesnæs M, Wenzel H, and Petersen B M. (2011). Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environmental Science & Technology* 45(13):5869–77.
- Haninger, K. and J. K. Hammitt (2011) Diminishing Willingness to Pay per Quality-Adjusted Life Year: Valuing Acute Foodborne Illness. *Risk Analysis*
- Heintzelman, M. D., & Tuttle, C. M. (2012). Values in the wind: A hedonic analysis of wind power facilities. *Land Economics*, 88(3), 571-588.
- Hoen, B. (2010). The impact of wind power projects on residential property values in the United States: A multi-site hedonic analysis. Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Hoyos, D., Mariel, P. (2010) Contingent valuation: past, present and future. *Prague Economic Papers*, 4
- Humbert S, Margni M, and Jolliet O. (2005). IMPACT 2002+: User guide. Draft for Version 2.1. EPFL, Lausanne.
- Igos, E., Benetto, E., Baudin, I., Tiruta-Barna, L., Mery, Y., & Arbault, D. (2012). Cost-performance indicator for comparative environmental assessment of water treatment plants. *Science of the Total Environment*, 443:367–374.
- Itsubo, N., Sakagami, M., Kuriyama, K., Inaba, A. (2012) Statistical analysis for the development of national average weighting factors—visualization of the variability between each individual's environmental thoughts. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17:488-498
- Itsubo, N., Sakagami, M., Washida, T., Kokubu, K., Inaba, A. (2004) Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9:196-205
- Itsubo, N., Murakami, K., Yoshida, K., Tokimatsu, K., & Inaba, A. (2015). Development of weighting factors for G20 countries—explore the difference in environmental awareness between developed and emerging countries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-16.
- Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, and Rosenbaum R K. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6):324–30.
- Krinsky, I and A. L. Robb. (1986) On Approximating the Statistical Properties of Elasticities. *Review of Economic and Statistics* 68: 715-719.
- Krueger, A. D., Parsons, G. R., & Firestone, J. (2011). Valuing the visual disamenity of offshore wind power projects at varying distances from the shore: An application on the Delaware shoreline. *Land Economics*, 87(2), 268-283
- Ladenburg, J., & Dubgaard, A. (2007). Willingness to pay for reduced visual disamenities from offshore wind farms in Denmark. *Energy Policy*, 35(8), 4059-4071
- Ladenburg, J., & Dubgaard, A. (2009). Preferences of coastal zone user groups regarding the siting of offshore wind farms. *Ocean & Coastal Management*, 52(5), 233-242
- Landry, C. E., Allen, T., Cherry, T., & Whitehead, J. C. (2012). Wind turbines and coastal recreation demand. *Resource and Energy Economics*, 34(1), 93-111
- Lang, C., Opaluch, J. J., & Sfinarolakis, G. (2014). The Windy City: Property Value Impacts of Wind Turbines in an Urban Setting. *Energy Economics*.
- McCarthy, I., & Balli, H. O. (2014). Windfarms and residential property values. *International Journal of Strategic Property Management*, 18(2), 116-124
- McCartney, A. (2006). The social value of seascapes in the Jurien Bay Marine Park: an assessment of positive and negative preferences for change. *Journal of Agricultural Economics*, 57(3), 577-594.
- McFadden, D. (1974) Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. in P. Zarembka (ed.), *FRONTIERS IN ECONOMETRICS*, 105-142, Academic Press: New York, 1974

- Meyerhoff, J., Ohl, C., & Hartje, V. (2010). Landscape externalities from onshore wind power. *Energy Policy*, 38(1), 82-92.
- Mission d'évaluation des politiques publiques (2008) Dossier : Calculer pour décider (vol. 1) Secrétariat d'Etat chargé de la Prospective, de l'Evaluation des Politiques publiques et du Développement de l'Economie numérique Mitropoulos, L., & Prevedouros, P. (2015). Life cycle emissions and cost model for urban light duty vehicles. *Transportation Research Part D*, 41:147-159.
- Muñoz I, Schmidt J H, de Saxcé M, Dalgaard R, and Merciai S. (2015). Inventory of country specific electricity in LCA: Consequential scenarios. Version 3.0.
- Nguyen, T., Hermansen, J., & Mogensen, L. (2012). Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production. *Journal of Cleaner Production*, 28:168–176.
- Nielsen M, Nielsen O-K, and Thomsen M. (2010). Emissions from decentralised CHP plants 2007 - Energinet.dk Environmental project no. 07/1882. Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute, Aarhus University: NERI Technical report No. 786. Extrait de <http://www.dmu.dk/Pub/FR786.pdf>
- Noring, M., & Hakansson, C. (2015). Valuation of ecotoxicological impacts from tributyltin based on a quantitative environmental assessment framework. *Ambio*.
- Noring, M. (2014). Valuing ecosystem services – linking ecology and policy. PhD Thesis - KTH Royal Institute of Technology.
- Oishi, K., Kato, Y., Ogino, A., & Hirooka, H. (2013). Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow–calf production systems. *Agricultural Systems*, 115:95-103.
- Pearce, D, Özdemiroglu, E (2002) Economic valuation with stated preference techniques – Summary guide. Department for Transport, Local Government and the Regions: London
- Pearce, D, Atkinson, G, Mourato, S (2006). Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris.
- Pinto-Prades, J., G. Loomes, and R. Brey (2009) Trying to estimate a monetary value for the QALY. *Journal of Health Economics* 28, 553–562
- Pizzol, M., Smart, J., & Thomsen, M. (2014). External costs of cadmium emissions to soil: a drawback of phosphorus fertilizers. *Journal of Cleaner Production*, 84:475-483.
- Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M., & Osset, P. (2015). Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner production*, 86:170-179.
- Rowe et al. (1996) 'A test for payment card biases' *Journal of Environmental Economics and Environmental Management*, 31, 178-185
- Schmidt J H and Dalgaard R. (2012). Plastberegner.dk – LCA tool for plastics converters in Denmark – Documentation of the tool and database. Plastindustrien, Copenhagen. Extrait de <http://lca-net.com/p/219>
- Schmidt J H, Merciai S, Thrane M, and Dalgaard R. (2011). Inventory of country specific electricity in LCA - Consequential and attributional scenarios. Methodology report v2. Inventory Report v2 26. Extrait de <http://lca-net.com/p/212>
- Schmidt J H, Weidema B P, and Brandão M. (2015). A Framework for Modelling Indirect Land Use Changes in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*. Extrait de <http://lca-net.com/p/1863>
- Shiroiwa, T., Y. Sung, T. Fukuda, H. Lang, S. Bae, and K. Tsutani: (2010) International Survey on Willingness-to-pay (WTP) for one Additional QALY gained: What is the Threshold of Cost Effective- ness?. *Health Economics* 19, 422–437
- Sims, S., Dent, P., & Oskrochi, G. R. (2008). Modelling the impact of wind farms on house prices in the UK. *International Journal of Strategic Property Management*, 12(4), 251-269
- Steen, B., (1999a) A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS). Version 2000 - General system characteristics. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning

- Steen, B. (1999b) A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS). Version 2000 - Models and data of the default methods. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning
- Steen, B. (2015). The EPS 2015d impact assessment method – an overview. Swedish Life Cycle Center, Report number 2015 :5.
- Tokimatsu , K., Endo , E., Murata , A., Okajima , K., & Nomura , N. (2015). An Integrated Assessment by Models for Energy Systems Analysis and Life-Cycle Assessment with a Case Study of Advanced Fossil-Fired Power Plants in China. *Environmental Modeling and Assessment*, 1-15.
- Tonini D, Hamelin L, Wenzel H, and Astrup T. (2012). Bioenergy production from perennial energy crops: a consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environmental Science & Technology* 46(24):13521–30.
- Toolbox. (2015). Engineering toolbox -wood densities. Extrait de www.engineeringtoolbox.com/wood-density-d_40.html
- Vecchiato, D. (2014). How do you like wind farms? Understanding people's preferences about new energy landscapes with choice experiments. *Aestimum*(64), 15-37
- Vogtlander, J., Bijma, A. (2000) The 'Virtual Pollution Prevention Costs '99'. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5:113-120.
- Vogtlander, J.G., Brezet, H.C., Hendriks, C.F. (2001) The virtual eco-costs '99 - A single LCA-based indicator for sustainability and the eco-costs-value ratio (EVR) model for economic allocation - A new LCA-based calculation model to determine the sustainability of products and services. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6: 157-166
- Voltaire, L (2011) Thèse de doctorat : Méthode d'évaluation contingente et évaluation économique d'un projet de réserves naturelles dans le Golfe du Morbihan (France). *Environnement et Société*. Université de Bretagne occidentale
- Weidema, B P. (2015). Comparing Three Life Cycle Impact Assessment Methods from an Endpoint Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 19(1):20-26.
- Weidema B P, Pizzol M, and Brandão M. (2013). The Use of Monetary Valuation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment: State of the art, strengths and weaknesses. Paris: ScoreLCA. Extrait de <http://www.scorelca.org/en/studies-lca.php>
- Weidema B P (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. *Ecological Economics* 68:1591-1598
- Weidema B P, Hauschild M Z, and Jolliet O. (2007). Preparing characterisation methods for endpoint impact assessment. Annex II in Weidema BP, Wesnæs M, Hermansen J, Kristensen T, Halberg N, Eder P, Delgado L (2008) Environmental improvement potentials of meat and dairy products. Sevilla: Institute for Prospective Technological Studies.(EUR 23491 EN). Extrait de <http://lca-net.com/p/996>
- Westerberg, V., Jacobsen, J. B., & Lifran, R. (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean. *Tourism Management*, 34, 172- 183.
- Wever , R., & Vogtländer , J. (2013). Eco-efficient Value Creation: An Alternative Perspective on Packaging and Sustainability. *Packaging and Technology Science*, 26(4):229–248.
- Yin , H., Xu , L., & Cai , Y. (2015). Monetary Valuation of PM10-Related Health Risks in Beijing China: The Necessity for PM10 Pollution Indemnity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8):9967-87.

8. Annexe 1 : revue de littérature pour le cas spécifique de l'impact des éoliennes sur la valeur d'agrément

8.1. Analyse de la littérature pour le cas spécifique de l'impact des éoliennes sur la valeur d'agrément

Une recherche bibliographique spécifique a été réalisée pour l'identification des méthodes de monétarisation applicables pour le cas de l'installation d'éoliennes au Danemark. L'objectif de cette analyse était d'identifier toute étude, en particulier fondée sur la méthode des prix hédonistes, pour illustrer l'utilisation d'une telle méthode et l'intégration des valeurs de monétarisation calculées dans une ACV. Cette étude bibliographique a également identifié des études de monétarisation de l'impact des éoliennes sur la valeur d'agrément par des méthodes de préférences déclarées (évaluation contingente et choix expérimentaux).

La liste des publications d'intérêt pour l'estimation du coût des externalités associées aux éoliennes est présentée dans le tableau suivant.

Titre	Auteur(s)	Année	Journal	Méthode de monétarisation
Economic Valuation of the Externalities of Offshore and Onshore Wind farms in Denmark: Results from a Nationwide Choice Experiment Survey	Abrha Teklay Abay	2014	Master Thesis - University of Copenhagen	Préférences déclarées
The Windy City: Property Value Impacts of Wind Turbines in an Urban Setting	Lang, C., Opaluch, J. J., & Sfinarolakis, G.	2014	Energy Economics	Choix hédoniste
Windfarms and residential property values.	McCarthy, I., & Balli, H. O.	2014	International Journal of Strategic Property Management	Choix hédoniste
How do you like wind farms? Understanding people's preferences about new energy landscapes with choice experiments	Vecchiato, D	2014	Aestimum	Préférences déclarées
The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean	Westerberg, V., Jacobsen, J. B., & Lifran, R.	2013	Tourism Management	Préférences déclarées
Values in the wind: A hedonic analysis of wind power facilities	Heintzelman, M. D., & Tuttle, C. M.	2012	Land Economics	Choix hédoniste
Wind turbines and coastal recreation demand.	Landry, C. E., Allen, T., Cherry, T., & Whitehead, J. C.	2012	Resource and Energy Economics	Préférences déclarées
Valuing the visual disamenity of offshore wind power projects at varying distances from the shore: An application on the Delaware shoreline	Krueger, A. D., Parsons, G. R., & Firestone, J.	2011	Land Economics	Préférences déclarées
The impact of wind power projects on residential property values in the United States: A multi-site hedonic analysis.	Hoen, B	2010	Lawrence Berkeley National Laboratory	Choix hédoniste
Landscape externalities from onshore wind power	Meyerhoff, J., Ohl, C., & Hartje, V.	2010	Energy Policy	Préférences déclarées

Preferences of coastal zone user groups regarding the siting of offshore wind farms	Ladenburg, J., & Dubgaard, A.	2009	Ocean & Coastal Management	Préférences déclarées
Modelling the impact of wind farms on house prices in the UK	Sims, S., Dent, P., & Oskrochi, G. R.	2008	International Journal of Strategic Property Management	Choix hédoniste
Willingness to pay for reduced visual disamenities from offshore wind farms in Denmark	Ladenburg, J., & Dubgaard, A.	2007	Energy Policy	Préférences déclarées
The social value of seascapes in the Jurien Bay Marine Park: an assessment of positive and negative preferences for change	McCartney, A	2006	Journal of Agricultural Economics	Préférences déclarées

Une analyse globale a permis de constater les points suivants :

- 5 études utilisent la méthode du choix hédoniste. Parmi ces 5 études, 4 – 2 aux USA (Lang et al. 2014 ; Hoen, 2010), 1 en Grande-Bretagne (Sims et al. 2008), 1 en Autriche (McCarthy & Balli 2014) – ne trouvent pas d'impact des éoliennes sur les prix des logements. Une seule étude (Heintzelman & Tuttle, 2012), conduite à New-York, trouve une relation positive entre la diminution du prix des logements et la présence d'éoliennes dans 2 des 3 régions étudiées. La méthode dépendant beaucoup du périmètre géographique, l'extrapolation pour le contexte danois n'est pas pertinente, mais peut servir de base à l'illustration que l'on cherche à réaliser dans le cadre de cette étude. C'est sur Heintzelman & Tuttle (2012) que l'on a travaillé dans le cadre de cette étude, pour dériver une valeur de monétarisation pour l'impact sur la valeur d'agrément des éoliennes, à titre illustratif uniquement.
- Pour **les méthodes de préférence déclarées**, il est plus difficile de faire la conversion des résultats en facteurs de monétarisation directement applicables à notre cas (par exemple en EUR/kWh d'électricité produite) vu que le consentement à payer est toujours déterminé par rapport à une situation de référence (comparaison d'une installation avec une autre installation de puissance différente, nombre d'éoliennes différente, taille d'éoliennes différente, distance des éoliennes par rapport au logement différente, etc.). A titre illustratif, voici un exemple de résultat, fourni par Abay (2014) :
"Everything being equal, the households are willing to pay 540 DKK/year/household to locate the future wind farms offshore as opposed to onshore. When households choose the offshore wind farm, they are willing to pay 173 DKK/year/household to site the future offshore wind farms at 12 Km from the coast as opposed to 8 km. On the other hand, if households choose the onshore wind farm, they are willing to pay 198 and 317 DKK/year/household for having the 2X1.5 MW turbines and 1X3MW turbine, respectively as opposed to 4X750 KW turbines, if all placed at 500 M distance from residential areas. However, given the 1000 M distance, households are willing to pay 196 DKK/household/year for having 4X750 KW turbines in preference to 2X1.5 MW and 1X3 MW turbines."

9. Annexe 2 : Copies d'écran du sondage

Score LCA Contingent Valuation Survey



Estimating willingness-to-pay for non-market benefits from renewable energy

Score-LCA are conducting a project to understand the strengths and weaknesses of different non-market valuation techniques.

A practical example consists in estimating the value which society places on non-market benefits from renewable energy technologies using survey-based valuation techniques.

As part of this project, Score-LCA members, people from the network of Score-LCA members and project team members are being asked to complete a valuation survey to determine their willingness-to-pay to obtain different types of non-market benefits from different mixes of renewable energy in the national energy generation portfolio.

This survey should take about 15 – 20 minutes of your time.

Your help with this process would be greatly appreciated!

Please click on 'NEXT' to proceed.

Next >

Score LCA Contingent Valuation Survey

Participant information sheet

The purpose of the study

The purpose of this study is to help Score-LCA members understand how survey-based valuation methods can be used to estimate public willingness-to-pay for non-market benefits. This will be achieved by conducting a **simplified version of a valuation survey** to estimate their willingness-to-pay for non-market benefits from renewable energy. Data from the survey will be analysed as a pedagogical exercise at a subsequent Score-LCA workshop.

Disclaimer

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

What is involved?

You will answer questions about your attitudes regarding non-market benefits from renewable energy, and your willingness to pay for those benefits. You will also be asked standard socio-demographic questions such as your gender, age, educational attainment etc.. These questions will help describe the profile of respondents who took part in the survey. Completion of the survey should take 15 – 20 minutes.

Confidentiality and security of data

All data collected in this study will be stored confidentially. All data will be coded in a de-identified manner, and subsequently analysed and reported in such a way that responses cannot be linked to any individual. The data you provide will only be used for the specific purposes of this study.

Ethics clearance and contacts

This study adheres to the guidelines of the ethical review process of SCORELCA. You are free to discuss any concerns you may have with project staff at any time: fmenten@deloitte.fr

Participation and withdrawal

You must be 18 years of age or older to participate in this survey. Participation is completely voluntary, and you are able to withdraw at any time without prejudice or penalty. If you wish to withdraw, simply stop answering the questions. If you do withdraw, the questions which you have completed to that point will be discarded. They will not be included in the study.

Risks

Participation in this study should involve no physical or mental discomfort, and no risks beyond those of everyday living. If, however, you find any question to be invasive or offensive, simply ignore that question and leave the response blank. You are free to withdraw from participating in this study at any time, without consequences for yourself.

Thank you for your participation in this study.

Please click on 'NEXT' if you agree to participate in this study

< Previous

Next >

Score LCA Contingent Valuation Survey

Please state your country of residence

Due to constraints in the design of the survey, it has been restricted to three countries only: France, Germany and Denmark. If you do not reside in one of these three countries and if you wish to answer to the survey, you are invited to select France in the dropdown list below.

- ☒ France
☐ Denmark
☐ Germany

< Previous

Next

Score LCA Contingent Valuation Survey

DISCLAIMER

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

Socio-demographic questions :

QSD1: Please state your gender

- ☐ Male
☐ Female
☐ Other

QSD2: Please indicate your birth-day (DD)

Please select one ... ▼

Please indicate your birth-month (MM) :

Please select one ... ▼

Please indicate your birth-year (YYYY) :

Please select one ... ▼

QSD3: Please indicate your highest level of educational qualification:

- ☐ Aucun diplôme, CEP
☐ Brevet des collèges
☐ CAP, BEP
☐ Bac, brevet professionnel ou équivalent
☐ Supérieur court (DEUG, DUT, BTS, diplôme paramédical et social -infirmier, assistant social, ...)
☐ Supérieur long (licence, maîtrise, master, DEA, DESS, école supérieure niveau licence et plus - ingénieur, commerce, ...)
☐ Doctorat (PhD)
☐ I do not wish to answer this question

QSD4: Please indicate your household gross annual income (before tax)

- ☐ No income
☐ 0 – 18 000 EUR
☐ 18 001 – 36 000 EUR
☐ 36 001 – 54 000 EUR
☐ 54 001 – 72 000 EUR
☐ 72 001 – 90 000 EUR
☐ 90 001 EUR and more
☐ I do not wish to answer this question

Next >

Score LCA Contingent Valuation Survey

DISCLAIMER

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

Estimating willingness to pay for non-market benefits from renewable energy

Background

In order to reduce climate change, your government has committed to increase the share of renewable energy in the national energy supply. Some of this additional renewable energy will come from increased use of biomass as fuel for the power plants. Biomass fuel can either be wood harvested from French forests (see picture on the left-side below), or biomass crops grown on French agricultural lands (see picture on the right side-below).



Harvesting more wood for fuel will increase disturbance and is likely to have negative impacts on the types and numbers of animals and plants living in French forests.

Using more French farmland to grow biomass crops instead of food crops will mean that French food production will decrease – with the condition that all the other parameters are held constant. This is likely to mean that France will have to import more of its food. This, in turn, is likely to increase deforestation globally because tropical forests will be cleared to expand food production for export to Europe. For example, tropical forests might be cleared to provide grazing land for cattle or palm oil plantations. Global deforestation will have negative impacts on the numbers and types of wild animals and plants living in forests globally.

An alternative to increasing use of biomass will be to fulfil part of the French renewable energy commitment by installing more solar power plants (rooftop photovoltaics). Solar power plants do not have any negative effects on the number and types of animals and plants in the landscape nationally or globally, but solar power is more expensive than biomass per unit of electricity produced.

At the same time, increased installation of solar power (instead of biomass power) will reduce the human health impacts from power production, because of reduced air pollution.

This questionnaire will investigate whether you are willing to pay - via a surplus price on electricity - for installing more solar power instead of increasing the use of biomass in order to meet France's renewable energy commitments. You can use the information provided above, about the impacts of different types of renewable energies on **ecosystems and human health**, in order to guide your preferences. You will now be asked some questions...

Please click on 'NEXT' to proceed.

< Previous

Next >

9.1. Questionnaire A

Score LCA Contingent Valuation Survey

DISCLAIMER

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

IntroQ1: How important a problem do you think air pollution is for human health in France today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ2: How important a problem do you think reductions in the numbers of wild plants and animals in the French landscape is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ3: How important a problem do you think global deforestation is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ4: How important a problem do you think climate change is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

Consider two different configurations for French renewable energy supply in the future:

Standard mix: Renewable energy sources are responsible for 27 % of national electricity supply, with 1 % coming from solar power and 2.2 % from wood from local forests.

Extra solar mix: Renewable energy sources are responsible for 27 % of national energy supply, with 2 % from solar power and 1.2 % from wood from local forests.

Compared with the standard mix, the extra solar mix:

- Improves health outcomes, by increasing life expectancy by 1 month for 1 out of every 10.000 persons in France
- Increases the area of undisturbed forest in France by 5 km², approximately the size of half of the *Bois de Vincennes* in Paris. This would help to preserve the numbers and types of animals and plants living in the French landscape.

QA1: Would you be willing to pay anything - via a surplus price on electricity – for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy supply in the future in order to obtain the benefits as described?

- ☐ Yes
- ☐ No

❖ *If yes :*

QA2: The average household monthly electricity bill in France is 67,00 EUR. Which of the amounts from the list below best represents the maximum amount that you would be willing to pay as an on-going **ADDITION to your monthly electricity bills** for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy in the future? (in EUR - tick one box only)

- ☐ 0
- ☐ 1,00
- ☐ 2,00
- ☐ 3,00
- ☐ 4,00
- ☐ 5,00
- ☐ 6,00
- ☐ 7,00
- ☐ 8,00
- ☐ 10,00
- ☐ 12,00
- ☐ 16,00
- ☐ 20,00
- ☐ 26,00
- ☐ 34,00

QA3: How sure are you of your answer to the previous question? [tick one only]

- ☐ Very unsure
- ☐ Slightly unsure
- ☐ Neither sure nor unsure
- ☐ Sure
- ☐ Very sure

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

< Previous

Submit

❖ *If no :*

QA4: Which of the following best describes why you are not willing to pay for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy in the future?

- ☐ a. I cannot afford to pay any more for electricity
- ☐ b. I do not believe solar power is a reliable energy source
- ☐ c. I do not believe that the price surplus will be used to pay for extra solar energy
- ☐ d. I do not believe that climate change is real
- ☐ e. Improved health outcomes are not important to me
- ☐ f. We have enough undisturbed forest in France already
- ☐ g. I am willing to pay for the extra solar mix, but do not think that these payments should be collected via electricity bills
- ☐ h. I do not believe that the extra solar mix will improve health outcomes and reduce disturbances to French forests.
- ☐ i. Other: (please explain)

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

< Previous

Submit

9.2. Questionnaire B

Score LCA Contingent Valuation Survey

DISCLAIMER

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

IntroQ1: How important a problem do you think air pollution is for human health in France today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ2: How important a problem do you think reductions in the numbers of wild plants and animals in the French landscape is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ3: How important a problem do you think global deforestation is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

IntroQ4: How important a problem do you think climate change is today?

- ☐ Not important at all
- ☐ Only slightly important
- ☐ Don't know
- ☐ Quite important in some locations
- ☐ Very important

Consider two different configurations for the French renewable energy supply in the future:

Standard mix: Renewable energy produces 27 % of national energy supply, with 1 % coming from solar power and 2,2 % from biomass crops on French agricultural lands.

Extra solar mix: Renewable energy produces 27 % of national energy supply, with 2 % from solar power and 1,2 % from biomass crops on French agricultural lands.

Compared with the standard mix, the extra solar mix:

- Improves health outcomes, by increasing life expectancy by 1 month for 1 out of every 10.000 persons in France
- Reduces global deforestation by 75km² annually; approximately the size of the first 18 districts of Paris. These reductions in deforestation would occur globally, particularly in tropical areas such as Brazil and Indonesia. This would help to preserve the numbers and types of animals and plants living in forests globally.

QA1: Would you be willing to pay anything - via a surplus price on electricity - for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy supply in the future in order to obtain the benefits as described?

- ☐ Yes
- ☐ No

❖ *If yes :*

QA2: The average household monthly electricity bill in France is 67,00 EUR. Which of the amounts from the list below best represents the **maximum** amount that you would be willing to pay as an on-going **ADDITION to your monthly electricity bills** for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy in the future? (in EUR - tick one box only)

- ☐ 0
- ☐ 1,00
- ☐ 2,00
- ☐ 3,00
- ☐ 4,00
- ☐ 5,00
- ☐ 6,00
- ☐ 7,00
- ☐ 8,00
- ☐ 10,00
- ☐ 12,00
- ☐ 16,00
- ☐ 20,00
- ☐ 26,00
- ☐ 34,00

QA3: How sure are you of your answer to the previous question? [tick one only]

- ☐ Very unsure
- ☐ Slightly unsure
- ☐ Neither sure nor unsure
- ☐ Sure
- ☐ Very sure

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

[< Previous](#)[Submit](#)

❖ *If no :*

QA4: Which of the following best describes why you are not willing to pay for the extra solar mix compared with the standard mix for renewable energy in the future?

- ☐ a. I cannot afford to pay any more for electricity
- ☐ b. I do not believe solar power is a reliable energy source
- ☐ c. I do not believe that the price surplus will be used to pay for extra solar energy
- ☐ d. I do not believe that climate change is real
- ☐ e. Improved health outcomes are not important to me
- ☐ f. Reducing global deforestation is not important to me
- ☐ g. I am willing to pay for the extra solar mix, but do not think that these payments should be collected via electricity bills
- ☐ h. I do not believe that the extra solar mix will improve health outcomes and reduce global deforestation
- ☐ i. Other: (please explain)

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

[< Previous](#)[Submit](#)

9.3. Questionnaire C

Score LCA Contingent Valuation Survey

DISCLAIMER

In this survey, different electricity production technologies are considered: solar power (photovoltaics) and biomass (wood and energy crops). SCORELCA does not intend to take a position in terms of environmental performance in favour of one particular energy production system or another. Please note that the survey focuses only on the impacts on local and global ecosystems and human health.

IntroQ1: How important a problem do you think air pollution is for human health in France today?

- ☐ Not important at all
☐ Only slightly important
☐ Don't know
☐ Quite important in some locations
☐ Very important

IntroQ2: How important a problem do you think reductions in the numbers of wild plants and animals in the French landscape is today?

- ☐ Not important at all
☐ Only slightly important
☐ Don't know
☐ Quite important in some locations
☐ Very important

IntroQ3: How important a problem do you think global deforestation is today?

- ☐ Not important at all
☐ Only slightly important
☐ Don't know
☐ Quite important in some locations
☐ Very important

IntroQ4: How important a problem do you think climate change is today?

- ☐ Not important at all
☐ Only slightly important
☐ Don't know
☐ Quite important in some locations
☐ Very important

Introduction to the choice cards

You will now be shown six different 'choice cards'. Each choice card shows different outcomes in terms of local and global biodiversity, and human health which could result when varying the quantities of solar power, wood fuel from French forests and biomass crops from French agricultural land in the national energy mix. An example choice card looks like this:

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5km²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+27 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill
Which alternative would you choose?	☐	☐	☐

The right hand column on each choice card will always show outcomes under the current national renewable energy mix, i.e. the 'status quo'. Each choice card will also show two non-status quo options (option A and option B).

Changing the national renewable energy mix from the status quo affects:

- the numbers and types of animals and plants living in French forests (called 'Local Biodiversity' on the choice cards and represented by an area, in km², of undisturbed forest)
- the numbers and types of animals and plants living in forests globally (called 'Global Biodiversity' on the choice cards and represented by an area, in km², of undisturbed forest)
- human Health impact (via air-borne pollutants)

Three different levels of Local Biodiversity can appear on the choice cards:

- 'Current' (the same level provided by the status quo renewable energy mix)
- 2.5 km² of reduced local forest disturbance
- 5 km² of reduced local forest disturbance

Three different levels of Global biodiversity can appear on the choice cards:

- 'Current' (the same level provided by the status quo renewable energy mix)
- 37.5 km² of reduced global deforestation
- 75 km² of reduced global deforestation

Two different levels of Human health impacts can appear on the choice cards:

- 'Current' from the status quo renewable energy mix, or
- 'Improved' from alternative energy mixes (which all contain more solar power)

The improved level of human health is an increase life expectancy of 1 month for 1 out of every 10.000 persons in France.

Payment

Adjusting the national renewable energy mix from the status quo will incur additional costs. These costs will be covered by an increase in the electricity price. The 'price ticket' for the different options is shown as the 'Payment' on the choice cards. Notice that the status quo option is always available at no extra cost (because it is paid for from current prices). Please note that an average French monthly electricity bill is of 67,00 EUR.

What do we ask you to do?

Look again at the example choice card.

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5km²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+35km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+27 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill
Which alternative would you choose?	☐	☐	☐

Compare the levels of Local Biodiversity, Global Biodiversity and Human Health provided by Option A, Option B and the Status Quo.

Compare the 'price tickets' for Option A, Option B and the Status Quo with regards to the corresponding levels of Local Biodiversity, Global Biodiversity and Human Health.

Please choose which one of the three options you prefer and then tick Option A, Option B or Status Quo.

There are no 'right' or 'wrong' answers The correct answer is the one which you prefer the most

You will be shown 6 choice cards. Please tick your preferred option on each card.

Card X1

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+2.5km²	+5km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+75km²	+37.5 km	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	improved	Current
Payment	+7 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose ?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card X2

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	Current	+5km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	Current	+37.5km	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+13 EUR on the bill	+34 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card X3

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+2.5km²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+75km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+34 EUR on the bill	+13 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card X4

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5km²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	Current	+75km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+7 EUR on the bill	+3 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which would you choose??

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card X5

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	Current	+2.5km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	37.5km²	+75km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	improved	Current
Payment	+20 EUR on the bill	+34 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card X6

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5 km²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5 km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+27 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

< Previous

Submit

9.4. Questionnaire D

Introduction to the choice cards

You will now be shown six different 'choice cards'. Each choice card shows different outcomes in terms of local and global biodiversity, and human health which could result when varying the quantities of solar power, wood fuel from French forests and biomass crops from French agricultural land in the national energy mix. An example choice card looks like this:

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5 km ²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5 km ²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+27 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill
Which alternative would you choose?	☐	☐	☐

The right hand column on each choice card will always show outcomes under the current national renewable energy mix, i.e. the 'status quo'. Each choice card will also show two non-status quo options (option A and option B).

Changing the national renewable energy mix from the status quo affects:

- the numbers and types of animals and plants living in French forests (called 'Local Biodiversity' on the choice cards and represented by an area, in km², of undisturbed forest)
- the numbers and types of animals and plants living in forests globally (called 'Global Biodiversity' on the choice cards and represented by an area, in km², of undisturbed forest)
- human Health impact (via air-borne pollutants)

Three different levels of Local Biodiversity can appear on the choice cards:

- 'Current' (the same level provided by the status quo renewable energy mix)
- 2.5 km² of reduced local forest disturbance
- 5 km² of reduced local forest disturbance

Three different levels of Global biodiversity can appear on the choice cards:

- 'Current' (the same level provided by the status quo renewable energy mix)
- 37.5 km² of reduced global deforestation
- 75 km² of reduced global deforestation

Two different levels of Human health impacts can appear on the choice cards:

- 'Current' from the status quo renewable energy mix, or
- 'Improved' from alternative energy mixes (which all contain more solar power)

The improved level of human health is an increase life expectancy of 1 month for 1 out of every 10.000 persons in France.

Payment

Adjusting the national renewable energy mix from the status quo will incur additional costs. These costs will be covered by an increase in the electricity price. The 'price ticket' for the different options is shown as the 'Payment' on the choice cards. Notice that the status quo option is always available at no extra cost (because it is paid for from current prices). Please note that an average French monthly electricity bill is of 67,00 EUR.

What do we ask you to do?

Look again at the example choice card.

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5 km ²	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5 km ²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	current
Payment	+27 EUR on the bill	+7 EUR on the bill	+0 EUR on the bill
Which alternative would you choose?	☐	☐	☐

Compare the levels of Local Biodiversity, Global Biodiversity and Human Health provided by Option A, Option B and the Status Quo.

Compare the 'price tickets' for Option A, Option B and the Status Quo with regards to the corresponding levels of Local Biodiversity, Global Biodiversity and Human Health.

Please choose which one of the three options you prefer and then tick Option A, Option B or Status Quo. There are no 'right' or 'wrong' answers The correct answer is the one which you prefer the most

You will be shown 6 choice cards. Please tick your preferred option on each card.

Please click on 'NEXT' to see the 6 choice cards:

Card Y1

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	Current	+2.5 km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+75 km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+34 EUR on the bill	+27 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose ?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card Y2

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5 km²	+2.5 km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+75 km²	Current	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+20 EUR on the bill	+3 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card Y3

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+2.5 km²	+5 km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5 km²	+75 km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+3 EUR on the bill	+13 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card Y4

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+2.5 km²	+5 km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	+37.5 km²	+75 km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+3 EUR on the bill	+20 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose??

- ☐ Option A
☐ Option B
☐ Status quo

Card Y5

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	Current	Current	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	Current	+37.5 km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+13 EUR on the bill	+20 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which alternative would you choose?

- ☐ Option A
- ☐ Option B
- ☐ Status quo

Card Y6

	Option A	Option B	Status Quo
Undisturbed Local Biodiversity Area	+5 km²	+2.5 km²	Current
Undisturbed Global Biodiversity Area	Current	+37.5 km²	Current
Human Health level (increase of life expectancy)	Improved	Improved	Current
Payment	+27 EUR on the bill	+27 EUR on the bill	+0 EUR on the bill

Which would you choose?

- ☐ Option A
- ☐ Option B
- ☐ Status quo

Thank you for taking part in this survey.

Please feel free to comment on any aspects of this survey:

Please click on 'Submit' in order to submit your answers.

< Previous

Submit

10. Annexe 3 : Résultats du sondage

L'objectif principal du sondage pilote est de déterminer la valeur monétaire des écosystèmes (en EUR/BAHY)²⁸. Pour cela un traitement statistique des réponses au sondage est nécessaire – ce travail est réalisé par des experts. Dans cette section du rapport, nous décrivons les calculs et présentons les résultats du sondage.

10.1. Evaluation contingente A (bois forestier pour production d'électricité)

10.1.1. Statistiques descriptives EC A

Nombre total de répondants = 33

Tableau 21 – Statistiques descriptives de l'EC A

Caractéristiques	Statistiques
Localisation	France 27 ; Danemark 2 ; Allemagne 4
Genre	Masculin 45,5% ; Féminin 54,5%
Âge	Moyenne 38,5 ans ; Ecart type 11,0 ans
Niveau d'éducation*	Bande médiane 6 (Supérieur long)
Niveau de rémunération*	Bande médiane 4 (36 001 – 54 000 EUR)

**Les niveaux médians de rémunération et d'éducation sont indiqués pour la France seulement. Les échantillons pour l'Allemagne et le Danemark sont trop petits pour être considérés comme représentatifs.*

²⁸ La valeur monétaire de la santé humaine (en EUR/QALY) est calculée aussi (pour les choix expérimentaux) vu que les scénarios utilisés dans l'élaboration du sondage présentaient des impacts sur la santé humaine en plus des impacts sur la biodiversité.

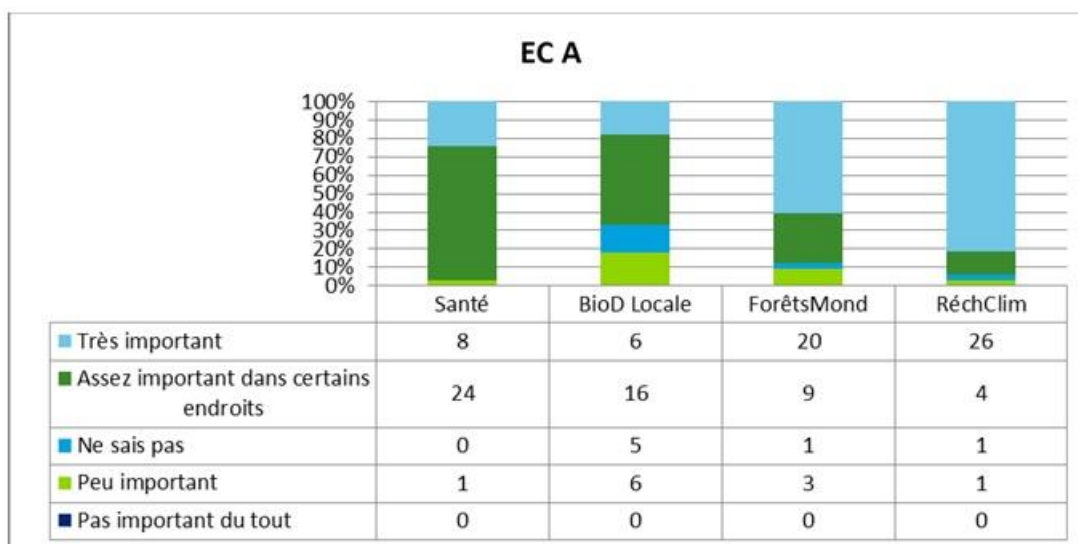


Figure 17 – Réponses aux questions de perception de l'environnement (EC A)

10.1.2. Méthodologie de traitement des valeurs brutes de l'évaluation contingente

Tableau 22 – EC A – Consentement à payer : Réponses aux cartes de paiement

Consentez-vous à payer quelque chose?	CAP (€)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	16	20	26	34	Total
Oui 27 : Non 6	Nombre	0	2	1	4	1	6	1	2	1	2	3	0	1	0	3	27

Les réponses aux cartes de paiement sont interprétées comme des intervalles. Par exemple, si un répondant choisit 4 € sur la carte de paiement, son consentement à payer est en réalité entre 4 et 4,99 €, i.e. $4 \text{ €} \leq \text{CAP} < 5 \text{ €}$. L'analyse du consentement à payer devient plus compliquée parce que les valeurs de consentement à payer exprimées par les répondants sont considérées comme des intervalles. Deux méthodes (non paramétrique et paramétrique) sont proposées pour l'estimation du CAP et présentées dans sections suivantes.

10.1.2.1. Estimation non paramétrique du CAP moyen

La figure ci-dessous présente une fonction de distribution cumulative (CDF) empirique pour les intervalles de données des CAP recueillis avec le questionnaire EC A. La valeur empirique z de la CDF du consentement à payer correspond à la probabilité d'observer un consentement à payer de cette valeur ou moins, i.e. $\text{CDF}(z) = \text{probabilité que } \text{CAP} \leq z$.

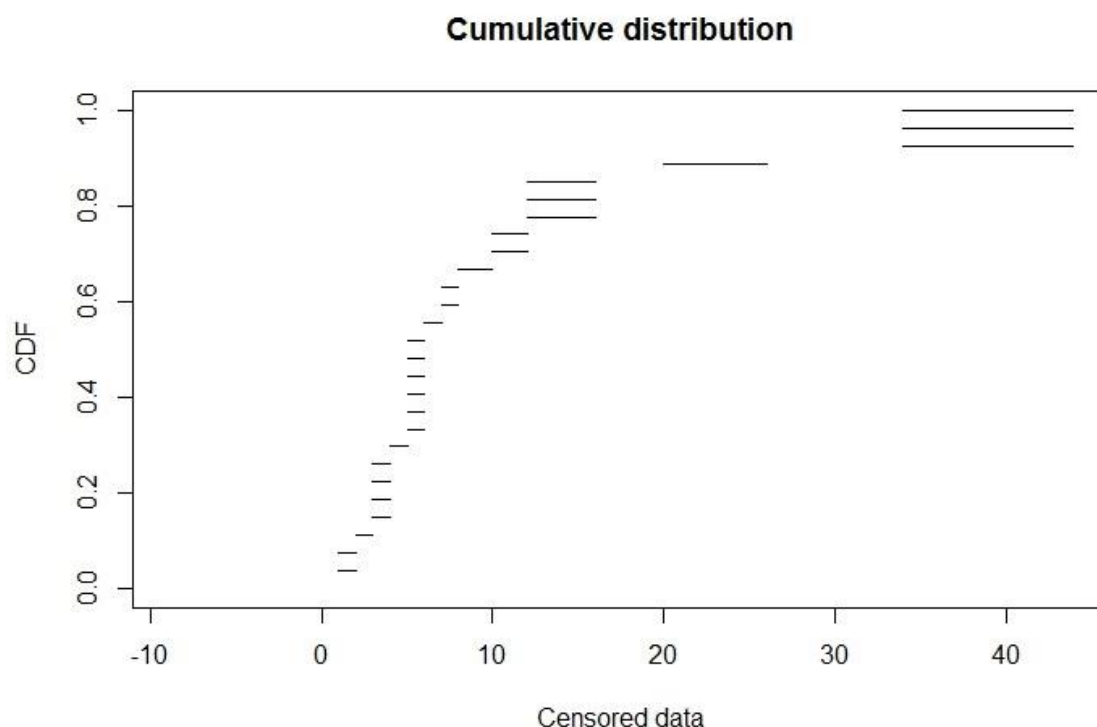


Figure 18 – EC A: Fonction de distribution cumulative empirique des intervalles de consentement à payer sélectionnés par les répondants sur les cartes de paiement (pour N = 27 répondants qui ont exprimé un consentement à payer positif)

Une approche non paramétrique simple, mais conservatrice, pour estimer le CAP moyen à partir des données des cartes de paiement, est d'utiliser l'estimateur produit-limite de Kaplan-Meier, qui calcule une estimation de la limite inférieure du consentement à payer moyen. L'estimateur de Kaplan-Meier est uniquement fondé sur les réponses des cartes de paiement. Une fonction de survie empirique est construite à partir des données des cartes de paiement. Une valeur z de la fonction de survie correspond à la probabilité que le CAP soit supérieur à cette valeur, i.e.

Fonction de survie $S(z)$ = probabilité que $CAP > z$.

D'où : Fonction de Survie $S(z) = 1 - CDF(z)$

Pour calculer une estimation de Kaplan-Meier de la limite inférieure du CAP moyen, une fonction de survie empirique est construite directement à partir des données des cartes de paiement. Pour chaque valeur de la carte de paiement, la proportion de répondants ayant indiqué un CAP de cette valeur ou supérieur est calculée. Pour les données du questionnaire EC A du Tableau 18 – EC A – Consentement à payer : Réponses aux cartes de paiement, $27/33 = 0,818$ des répondants du sondage ont exprimé un CAP d'au moins 0 € ; $25/33 = 0,756$ des répondants un CAP d'au moins 1 € ; $24/33 = 0,727$ des répondants un CAP d'au moins 2 € ; $21/33 = 0,636$ des répondants un CAP d'au moins 3 € etc.

La fonction de survie de la limite inférieure de Kaplan-Meier est une approche conservatrice vu qu'on assigne la valeur de la limite inférieure à l'intervalle de paiement correspondant à la carte de paiement choisie.

Par conséquent, une proportion de 0,818 de la fonction de survie est assignée aux valeurs de CAP comprises entre 0 (inclus) et 1€ (non inclus) ; une proportion de 0,756 aux valeurs de CAP entre 1 (inclus) et 2 € (non inclus) ; une proportion de 0,727 est attribuée aux valeurs de CAP allant de 2 € à 3 € non inclus ; une proportion de 0,636 pour des CAP entre 3 et 4€ (non inclus) etc. La Figure 17 présente la fonction de survie de la limite inférieure de Kaplan-Meier pour les données du questionnaire EC A.

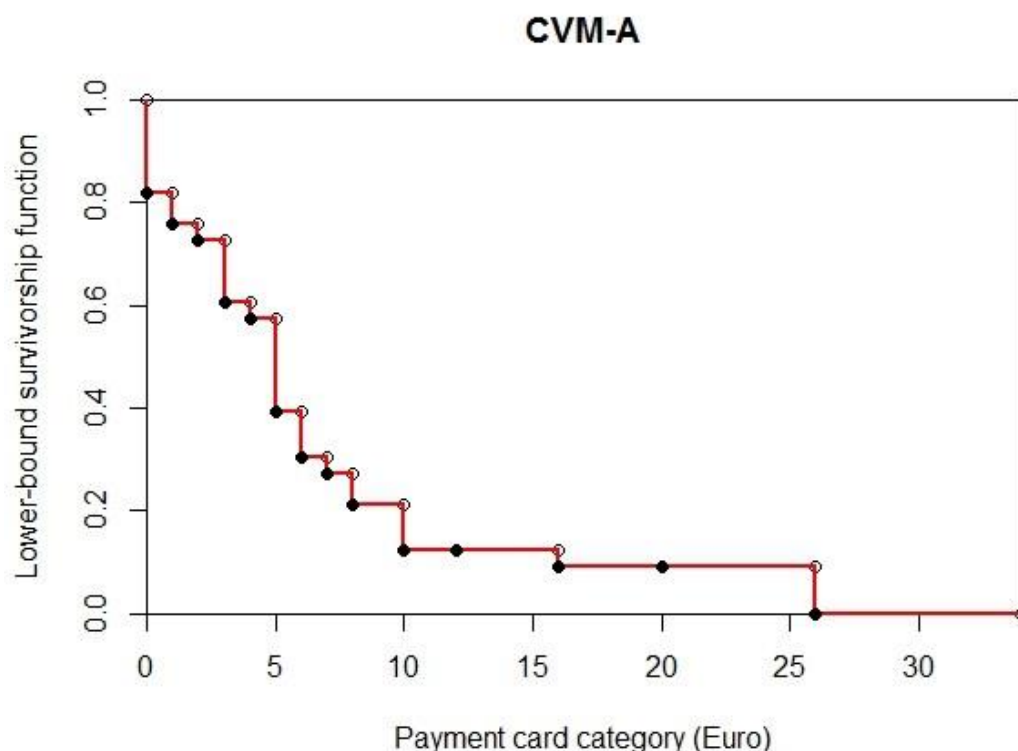


Figure 19 – EC A: Limite inférieure de la fonction de survie de Kaplan-Meier pour le consentement à payer

La surface sous la fonction de survie de la limite inférieure de Kaplan-Meier est égale à la limite inférieure de la moyenne du consentement à payer (6,06€ avec ces données).

On peut démontrer que la surface sous la courbe de la fonction de survie de la limite inférieure de Kaplan-Meier donne une limite inférieure de l'estimation du consentement à payer moyen pour l'échantillon du sondage (Tableau 23). Une fois qu'une limite inférieure de l'estimation du CAP moyen est obtenue, on peut estimer la variance du CAP moyen de la population à partir des données empiriques. Une fois la variance du CAP de la population calculée, on peut calculer la variance de l'estimation du CAP moyen de l'échantillon ; ainsi que l'erreur type de l'estimation du CAP moyen de l'échantillon. Ceci permet de construire des intervalles de confiance de l'estimation du CAP moyen de l'échantillon de façon standardisée.

Tableau 23 EC A : Limite inférieure de l'estimation de Kaplan-Meier du CAP moyen, erreur type de cette estimation, et intervalle de confiance à 95% (IC) du CAP moyen

	Estimation	Erreur type	95% IC
Limite inférieure de l'estimation du CAP moyen (€)	6,06	1,27	(3,56 ; 8,56)

10.1.2.2. Estimation paramétrique du CAP moyen

La limite inférieure de l'estimation du CAP moyen de Kaplan-Meier est utile, mais nous aimerions également obtenir une "meilleure" estimation du CAP moyen de l'échantillon du sondage. Ceci est possible en ajustant une loi paramétrique (comme la loi log-normal, gamma ou log-logistique) à la CDF empirique des répondants qui ont indiqué un CAP positif ($CAP > 0$ €), comme l'indique la Figure 20. Pour faire simple, on essaie d'ajuster une distribution paramétrique en passant par les 'points centraux' des intervalles de paiement, plutôt que de suivre la méthode de la limite inférieure de Kaplan-Meier qui construit un escalier en joignant les limites inférieures des intervalles de paiement. Puisque la fonction de survie $S(z) = 1 - CDF(z)$, la distribution paramétrique peut être ajustée à une fonction de survie ou une CDF. Les deux approches sont utilisées dans

la littérature ; ici, nous avons ajusté une distribution paramétrique à la CDF, parce que le package R `fitdistrplus` fournit des fonctions déjà toutes faites pour ajuster une distribution paramétrique à une CDF empirique.

La Figure 20 montre qu'aucun des 3 ajustements paramétriques ne correspond parfaitement à la CDF empirique des données du questionnaire EC A. La proportion relativement importante ($3/27 = 11,1\%$) des répondants qui choisissent la valeur maximale de la carte de paiement (34€) pose ici problème. (La Figure 24 montre qu'un meilleur ajustement paramétrique a été obtenu à partir des données du questionnaire EC B). Nous choisissons d'ajuster le CDF suivant une loi log-normale aux données du questionnaire EC A. La loi log-normale est utilisée largement dans la littérature.

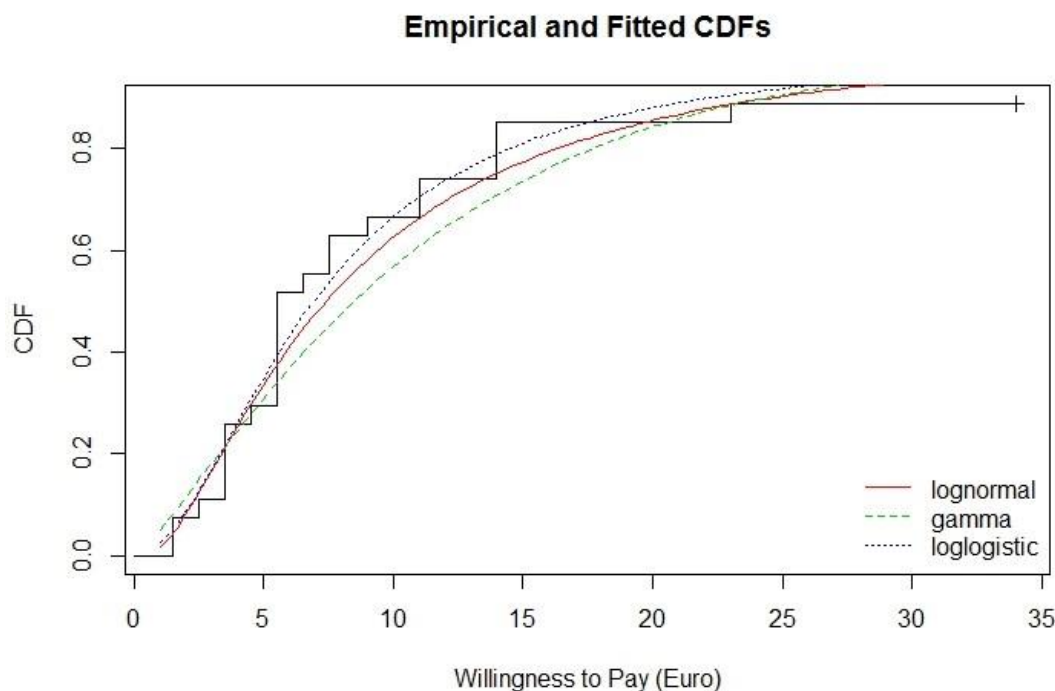


Figure 20 – EC A : Fonction de distribution cumulative empirique (eCDF) des réponses des cartes de paiement, et ajustement paramétrique par les lois log-normale, gamma et log-logistique

Une fois qu'un ajustement paramétrique aux données empiriques du CAP a été réalisé avec une fonction de distribution cumulative, l'aire entre cette distribution ajustée et la droite $CDF=1,0$ est calculée afin d'obtenir la moyenne du CAP pour l'échantillon du sondage. Nous rappelons que pour la méthode Kaplan-Meier, nous avons calculé l'aire *sous* la courbe de la fonction de survie pour obtenir une estimation de la limite inférieure de la moyenne du consentement à payer. Rappelons aussi que la fonction de survie $S(z) = 1 - CDF(z)$, donc lorsque l'on travaille avec la CDF, on calcule l'aire *au-dessus* de la courbe pour obtenir une estimation de la moyenne du consentement à payer.

Pour les courbes de distributions cumulatives paramétriques communément utilisées, l'aire au-dessus de la courbe de distribution (i.e. la moyenne du consentement à payer des répondants qui ont exprimé une valeur de consentement à payer positive) peut être calculée algébriquement une fois que les paramètres de la distribution la plus ajustée ont été estimés. De même, on peut aussi calculer la variance de la population par rapport à sa moyenne du consentement à payer une fois que les paramètres de la distribution la plus ajustée ont été estimés. Une fois que l'on connaît la variance et la taille de l'échantillon, on peut en déduire les intervalles de confiance de la moyenne estimée du CAP (pour les répondants qui ont exprimé une valeur de CAP positive).

La médiane du CAP pour les répondants qui ont exprimé une valeur de CAP positive peut aussi être calculée une fois qu'un ajustement paramétrique a été réalisé sur les données.

La moyenne du CAP, quand elle est calculée à partir de d'un ajustement paramétrique comme expliqué précédemment, doit être corrigée lorsque, comme c'est le cas pour le questionnaire EC A, certains répondants indiquent qu'ils ne sont prêts à payer aucun montant en vue du bien environnemental du scénario alternatif (une amélioration spécifique de la biodiversité locale pour le questionnaire EC A). Pour le questionnaire EC

A, seulement 27 des 33 répondants ont exprimé une valeur de consentement à payer positive. Les 6 répondants restants constituent un « pic » de probabilité de consentement à payer à 0 €. Ce pic de probabilité est séparé des intervalles de probabilité des réponses obtenues des cartes de paiement pour le CAP.

Par conséquent, la distribution paramétrique ajustée doit être comprise entre $(1 - (27/33)) = (1 - 0,818) = 0,182$ et 1,0²⁹, plutôt qu'entre 0,0 et 1,0 comme pour la CDF paramétrique présentée sur la Figure 18. Pour un petit échantillon comme celui de ce sondage, un ajustement simple peut être réalisé : on corrige la moyenne et la médiane du CAP, calculées à partir d'une CDF paramétrée allant de 0 à 1, à partir de la proportion des répondants qui ont exprimé un CAP positif. Par exemple, pour les données du questionnaire EC A, on multiplie la moyenne et la médiane obtenues à partir de la distribution log-normale ajustée présentée en Figure 4 par $27/33 = 0,818$. Cette correction a été appliquée et les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 20.

Quand on travaille avec des échantillons plus importants, il est préférable d'estimer un ajustement paramétrique pour la distribution des valeurs de CAP positives conjointement à un ajustement paramétrique du pic des CAP à 0 €. Les modèles de forme logit ou probit sont souvent utilisés pour modéliser la probabilité de répondre « oui » à la question « Êtes-vous prêt à payer quoi que ce soit (>0 €) ? ». Les ajustements paramétriques à la CDF des consentements à payer positifs et du pic à 0 € doivent être obtenus simultanément à partir d'un modèle mixte. Cette approche n'était pas possible avec un échantillon de 33 répondants seulement. Un jeu de données pour une méthode d'évaluation contingente doit idéalement comprendre environ 1000 répondants quand on veut essayer d'ajuster de façon paramétrique un modèle mixte avec deux « pics ».

Tableau 24 – EC A : Moyenne et médiane du CAP estimées à partir du meilleur ajustement paramétrique du modèle: une distribution log-normale avec la moyenne égale à 2,003 et l'écart type du logarithme égal à 0,935. Les moyenne et médiane du CAP ont été corrigées pour prendre en compte les 6 répondants ayant déclaré qu'ils n'étaient pas prêts à payer pour obtenir l'amélioration indiquée en terme de biodiversité locale. (Vraisemblance logarithmique pour le modèle ajusté : -70,69)

	Estimation	Erreur type	95% IC
Moyenne du CAP (€)	9,38	2,608	(4,27 ; 14,49)
Médiane du CAP (€)	6,06		

Doit-on utiliser la moyenne ou la médiane du CAP pour estimer de la meilleure façon possible le CAP de l'échantillon? Il n'y a pas de réponse universelle à cette question. Cela dépend de la distribution des catégories des cartes de paiement choisies par les répondants. Pour le jeu de données du EC A, 3 répondants sur les 27 ayant exprimé un consentement à payer positif ont choisi la valeur la plus élevée de la carte de paiement, à savoir 34 €. Ceci pose un problème de queue de distribution importante, quand on essaie de réaliser un ajustement paramétrique. La Figure 18 montre que les ajustements de toutes les distributions au niveau de l'extrémité droite de la courbe sont influencés par la proportion non négligeable de répondants qui ont choisi la valeur la plus importante des cartes de paiement. Par conséquent, les distributions ajustées donnent des probabilités non nulles pour des valeurs de CAP très élevées, même pour des valeurs qui dépassent la valeur la plus élevée indiquée sur la carte de paiement. La queue plus importante de la distribution qui en résulte gonfle la moyenne du CAP calculée pour l'échantillon. La médiane du CAP n'est pas aussi influencée par ce phénomène. Ainsi, lorsqu'on se trouve dans un cas comme celui du questionnaire EC A, avec une distribution qui présente une queue importante, il est préférable d'utiliser la médiane du CAP pour estimer le CAP de l'échantillon.

Ce problème de queue trop importante est sans doute survenu parce que la valeur maximale choisie pour les cartes de paiement était trop petite. Dans l'idéal, la valeur la plus élevée d'une carte de paiement doit l'être suffisamment, pour s'assurer qu'une toute petite partie des répondants seulement la choisisse effectivement.

²⁹ La CDF pour l'échantillon des 33 répondants allant de 0,182 à 1,0 est analogue à la fonction de survie de Kaplan-Meier de la Figure 2, allant de 0 à 0,818. En effet, rappelons que la CDF et la fonction de survie sont liées parce que $S(z) = 1 - CDF(z)$.

10.1.2.3. Analyse de la corrélation entre le CAP et les réponses sociodémographiques et comportementales

Les valeurs moyennes et médianes du consentement à payer estimées à partir des meilleurs modèles d'ajustement paramétrique (Tableau 25) donnent les meilleures estimations de la moyenne et de la médiane du consentement à payer que nous pouvons obtenir à partir des données. Cependant, les analystes estiment aussi un autre set de modèles paramétriques pour vérifier que le consentement à payer de chaque répondant se comporte comme attendu au regard des réponses sociodémographiques et comportementales. Si le consentement à payer répond comme attendu aux réponses sociodémographiques et comportementales, ceci nous rassure sur le fait que les répondants ont compris correctement les scénarios hypothétiques d'évaluation, i.e. ceci rassure quant à la validité de la construction hypothétique du consentement à payer.

Dans les modèles « covariables », la moyenne de la fonction de distribution cumulative varie en fonction des caractéristiques sociodémographiques et comportementales. Ceci contraste avec le modèle plus simple (mais potentiellement plus robuste) présenté dans la Figure 19 et dans le Tableau 23 pour lequel la moyenne et l'écart type de la CDF étaient directement ajustés (plutôt que de passer par des covariables).

L'objectif de ces modèles d'ajustement avec des covariables, c'est de voir s'il y a ou non des covariables qui affectent la moyenne de la CDF de façon significative (et ainsi donc la moyenne du consentement à payer de l'échantillon), en phase avec des attentes/suppositions *a priori*. Par exemple, si le revenu du répondant est inclus comme covariable, *a priori*, on s'attendrait à ce que la moyenne du consentement à payer de l'échantillon augmente avec l'augmentation du revenu. De la même façon, on s'attend à ce que la probabilité d'observer une valeur de consentement à payer inférieure ou égale à une certaine valeur z décroisse au fur et à mesure que le revenu augmente i.e. que la probabilité que $CAP \leq z$ diminue au fur et à mesure que les revenus augmentent. Une moyenne du consentement à payer croissante et une probabilité que $CAP \leq z$ décroissante sont toutes les 2 consistantes avec le fait que la courbe de la CDF se décale vers la droite, i.e. consistantes avec une augmentation de la moyenne de la CDF. Par conséquent, des covariables qui sont significativement liées à la moyenne de la CDF par des paramètres estimés positifs exerceront une influence positive sur le consentement à payer moyen.

Le Tableau 25 présente des résultats pour un modèle ajusté en prenant comme covariables de la moyenne de la CDF les caractéristiques sociodémographiques et comportementales des répondants.

Tableau 25 – EC A: Modèle log-normal présentant le meilleur ajustement du consentement à payer avec les caractéristiques sociodémographiques et comportementales des répondants expliquant la moyenne de la CDF log-normale (pour N=24 répondants ayant exprimé un consentement à payer positif et fourni un jeu de données complet pour les réponses sociodémographiques et comportementales.) Vraisemblance log : -59.82

Covariables de la moyenne log-normale	Estimation des paramètres	Erreur type	P-value
Constante	2,271	2,200	0,302
Genre	-0,193	0,438	0,660
Âge	-0,019	0,022	0,385
Revenu	0,059	0,158	0,708
Etat de Santé	-0,335	0,460	0,467
Biodiversité locale	0,450	0,248	0,070
Biodiversité globale	-0,132	0,197	0,504
Réchauffement climatique	0,098	0,347	0,777

Ecart type estimé (loi log-normale)	Estimation du paramètre	Erreur type	P-value
Sigma	0,798	0,126	<0,001

La seule covariable significativement liée à la moyenne de la CDF, et par conséquent à la moyenne globale du CAP, est le comportement du répondant par rapport à la biodiversité locale. Les résultats de la Table 5 montrent que la moyenne globale du consentement à payer augmente à mesure que le répondant accorde de l'importance à la biodiversité locale. Ceci correspond à nos attentes *a priori* (le questionnaire CVM A demandait le consentement à payer des répondants en vue d'une amélioration de la biodiversité locale). Ce résultat fournit donc une validation, modeste, de la construction du modèle.

Les résultats du modèle covariable établi à partir des données du questionnaire EC B confirme plus fortement la construction du modèle de ce point de vue-là (Tableau 25). Le peu de significativité des covariables est probablement dû à la petite taille de l'échantillon du questionnaire EC A.

10.2. Evaluation contingente B (électricité à partir de miscanthus)

10.2.1. Statistiques descriptives EC B

Nombre total de répondants = 32

Tableau 26 – EC B – Statistiques descriptives

Caractéristiques	Statistiques
Localisation	France 23 ; Danemark 4 ; Allemagne 5
Genre	Masculin 40,6% ; Féminin 56,3% ; Non renseigné 3,1%
Âge	Moyenne 33,9 ans ; Écart type 9,1 ans
Niveau d'éducation*	Bande médiane 6 (Supérieur long)
Niveau de rémunération*	Bande médiane 4 (36 001 – 54 000 EUR)

**Les niveaux médians de rémunération et d'éducation sont indiqués pour la France seulement. Les échantillons pour l'Allemagne et le Danemark sont trop petits pour être considérés comme représentatifs.*

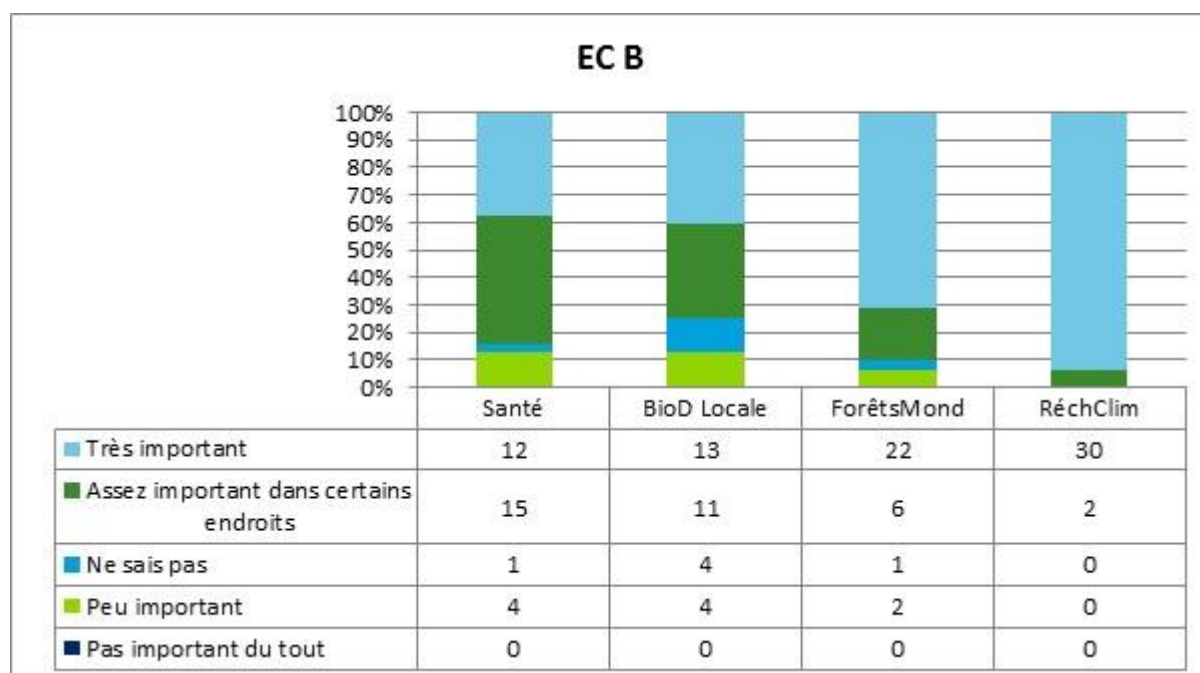


Figure 21 – Réponses aux questions de perception environnementale (EC B)

10.2.2. Résultats pour évaluation contingente B

Tableau 27 – EC B – Consentement à payer : Réponses aux cartes de paiement

Consentez-vous à payer quelque chose?	CAP (€)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	16	20	26	34	Total
Oui 29 : Non 3	Nombre	0	0	0	1	2	7	1	2	4	7	1	1	2	0	1	29

10.2.2.1. Estimation non paramétrique du CAP moyen

Les méthodologies d'estimation du CAP déjà présentées dans la section 5.3.1 pour l'EC A sont aussi appliquées dans l'EC B.

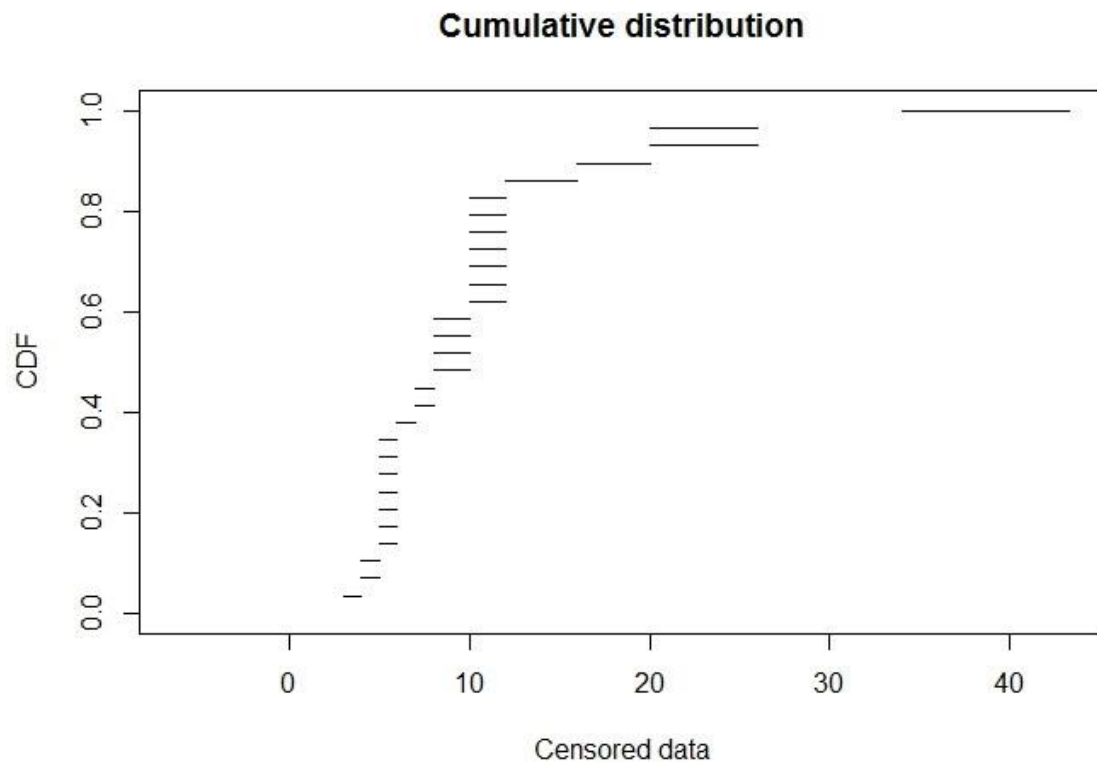


Figure 22 – EC B: Fonction de distribution cumulative empirique des intervalles de consentement à payer sélectionnés par les répondants sur les cartes de paiement (pour N = 29 répondants qui ont exprimé un consentement à payer positif)

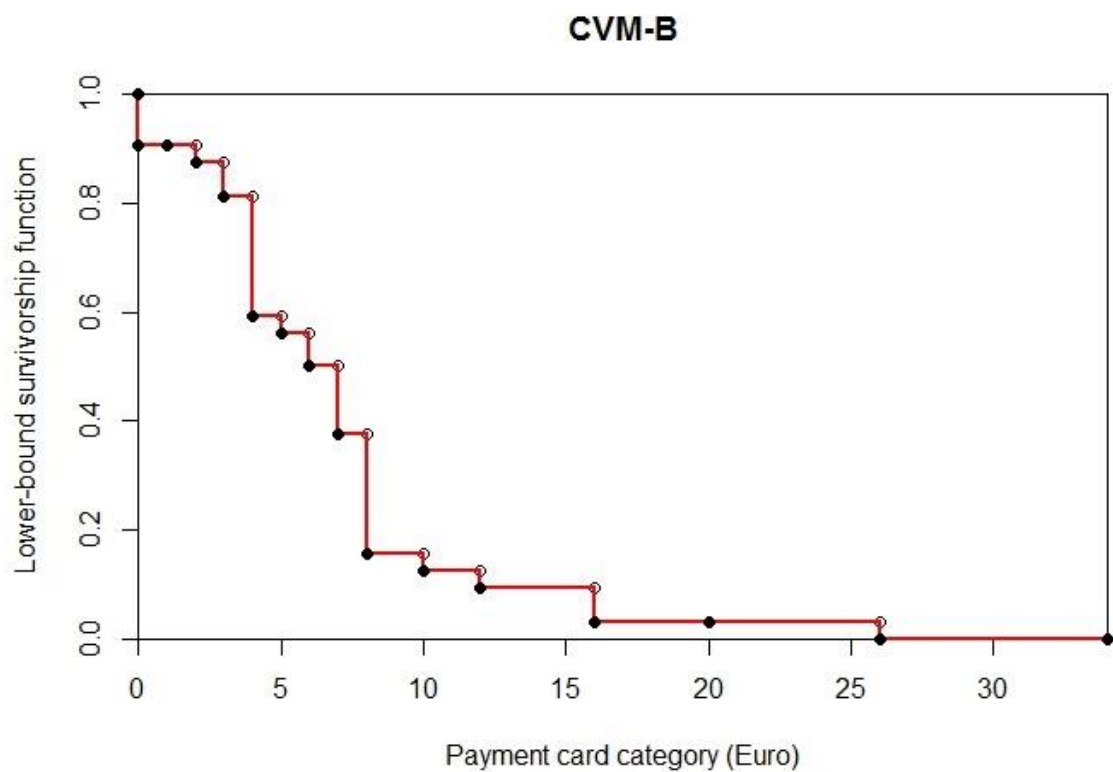


Figure 23 – EC B: Limite inférieure de la fonction de survie de Kaplan-Meier pour le consentement à payer

La surface sous la fonction de survie de la limite inférieure de Kaplan-Meier indique la limite inférieure de la moyenne du consentement à payer (6,78 € avec ces données).

Tableau 28 – EC B: Limite inférieure de l'estimation de Kaplan-Meier du CAP moyen, erreur type de cette estimation, et intervalle de confiance à 95% (IC) du CAP moyen

	Estimation	Erreur type	IC 95%
Limite inférieure de l'estimation du CAP moyen (€)	6,78	0,903	(5,01 ; 8,55)

10.2.2.2. Estimation paramétrique du CAP moyen

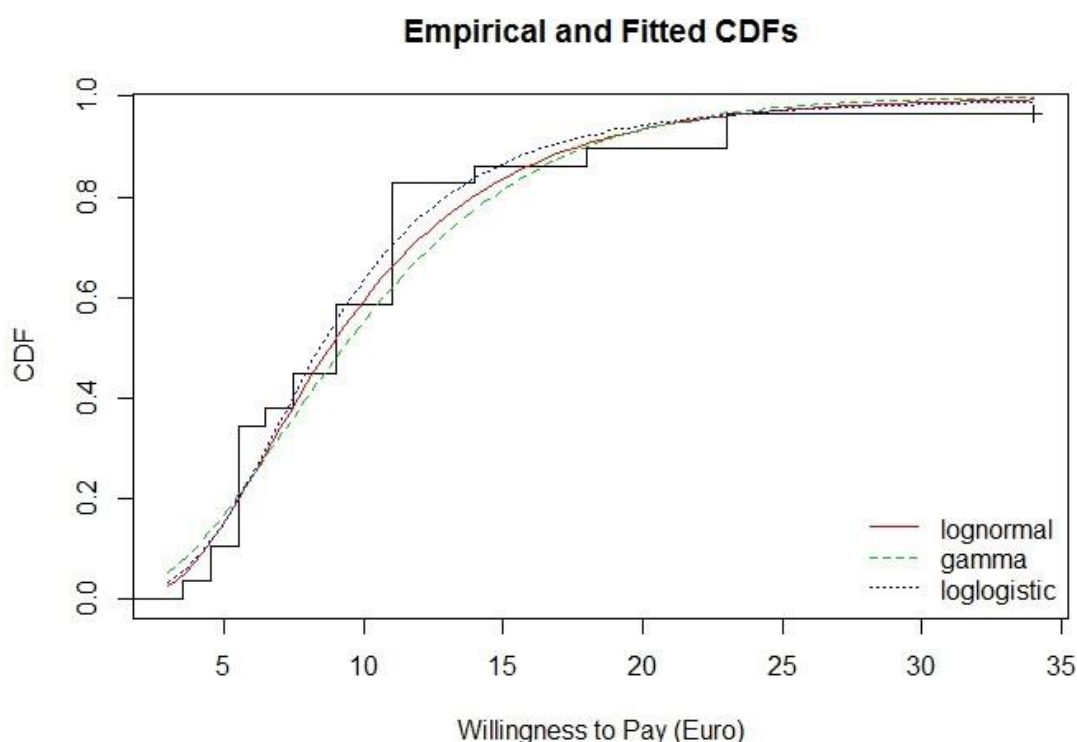


Figure 24 – EC B : Fonction de distribution cumulative empirique (eCDF) des réponses des cartes de paiement, et ajustement paramétrique par les lois log-normale, gamma et log-logistique

On peut remarquer que les trois courbes ajustées de la Figure 24 sont très proches de 1,0 pour un consentement à payer de 34 €. En effet, seulement 1 répondant sur les 29 a choisi la valeur la plus élevée sur la carte de paiement : l'effet de « queue importante » est donc beaucoup moins fort avec ces données. Par conséquent, les estimations de la moyenne et de la médiane (Tableau 29) du modèle log-normal de base sont beaucoup plus proches que ne l'étaient celles du questionnaire EC A, où l'effet de queue de distribution importante gonflait l'estimation de la moyenne du consentement à payer.

Tableau 29 – EC B : Moyenne et médiane du CAP estimées à partir du meilleur ajustement paramétrique du modèle: une distribution log-normale avec la moyenne égale à 2,173 et l'écart type du logarithme égal à 0,546. Les moyenne et médiane du CAP ont été corrigées pour ne prendre en compte uniquement que les 29

**répondants sur les 32 ayant déclaré un consentement à payer positif.
Vraisemblance logarithmique pour le modèle ajusté : -69,87**

	Estimation	Erreur type	95% IC
Moyenne du CAP (€)	9,24	1,333	(6,63 ; 11,85)
Médiane du CAP (€)	7,96		

Doit-on utiliser la moyenne ou la médiane du CAP pour estimer de la meilleure façon possible le CAP de l'échantillon? – Pour les résultats du EC B, il est probablement acceptable d'utiliser l'estimation de la moyenne du consentement à payer parce qu'il n'y a pas de problème majeur avec une queue de distribution importante. Cependant, il serait préférable d'utiliser la médiane ici également pour une meilleure cohérence dans l'analyse des questionnaires EC A et EC B.

10.2.2.3. Analyse de la corrélation entre le CAP et les réponses sociodémographiques et comportementales

Tableau 30 – EC B: Modèle log-normal présentant le meilleur ajustement du CAP avec les caractéristiques sociodémographiques et comportementales des répondants comme covariables expliquant la moyenne de la CDF log-normale (pour N=25 répondants ayant exprimé un CAP positif et fourni un jeu de données complet pour les réponses sociodémographiques et comportementales.)

Vraisemblance log : -49.24

Covariables de la moyenne log-normale	Estimation des paramètres	Erreur type	P-value
Constante	4,511	2,611	0,084
Genre	-0,099	0,182	0,586
Âge	-0,021	0,014	0,122
Revenu	0,149	0,089	0,096
Etat de Santé	-0,014	0,096	0,886
Biodiversité locale	0,187	0,075	0,013
Biodiversité globale	0,436	0,165	0,008
Réchauffement climatique	-1,007	0,590	0,088

Ecart type estimé (loi log-normale)	Estimation du paramètre	Erreur type	P-value
Sigma	0,332	0,049	<0,001

Ici, les covariables significativement liées à la moyenne de la CDF, et par conséquent à la moyenne globale du CAP, sont le revenu et le comportement du répondant par rapport à la biodiversité locale, globale et le changement climatique. Toutes ces covariables ont un effet positif significatif sur la moyenne du CAP. Ces résultats correspondent à nos attentes *a priori* et soutiennent donc une validation de la construction du modèle.

10.3. Choix expérimentaux

10.3.1. Statistiques descriptives

Nombre total de répondants = 36

Tableau 31 – Statistiques descriptives des répondants aux choix expérimentaux

Caractéristiques	Statistiques
Localisation	France 30 ; Danemark 3 ; Allemagne 3
Genre	Masculin 47.2% ; Féminin 50.0% ; Non renseigné 2.8%
Âge	Moyenne 33.9 ans ; Écart type 8.0 ans
Niveau d'éducation*	Bande médiane 6 (Supérieur long)
Niveau de rémunération*	Bande médiane 4 (36 001 – 54 000 EUR)

*Les niveaux médians de rémunération et d'éducation sont indiqués pour la France seulement. Les échantillons pour l'Allemagne et le Danemark sont trop petits pour être considérés comme représentatifs.

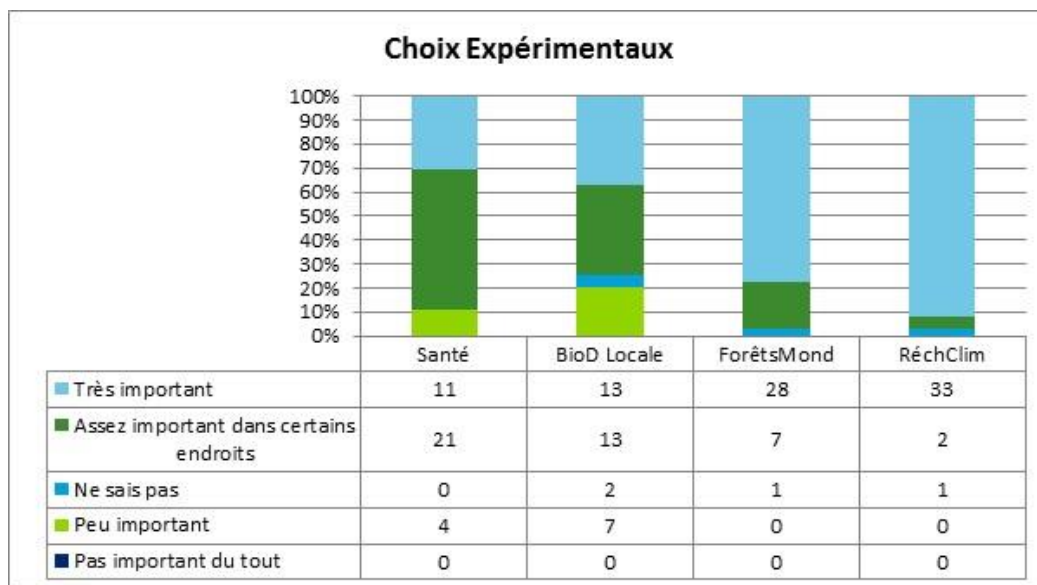


Figure 25 – Choix expérimentaux - Réponses aux questions de perception environnementale

10.3.2. Méthodologie de traitement des valeurs brutes des choix expérimentaux

10.3.2.1. *Modèle Logit conditionnel simple des préférences pour les attributs*

Le modèle logit conditionnel simple (CL) est le plus simple pour le traitement des résultats des choix expérimentaux :

$$V(A) = P_{loc} \cdot LocalBD + P_{glo} \cdot GlobalBD + P_h \cdot Health + P_{pay} \cdot Cost + \varepsilon$$

$$V(B) = P_{loc} \cdot LocalBD + P_{glo} \cdot GlobalBD + P_h \cdot Health + P_{pay} \cdot Cost + \varepsilon$$

$$V(SQ) = P_{loc} \cdot LocalBD + P_{glo} \cdot GlobalBD + P_h \cdot Health + \varepsilon$$

Où :

- $V(.)$: indique l'utilité prédite (ou « niveau de satisfaction ») associée aux alternatives A, B et Statu Quo (SQ) des cartes de choix.
- $LocalBD$: "biodiversité locale", qui présente trois niveaux (niveau 1 = Statu quo, niveau 2 = (bénéfices EC)/2, niveau 3 = bénéfices EC).
- $GlobalBD$: "biodiversité globale", qui présente trois niveaux (niveau 1 = Statu quo, niveau 2 = (bénéfices EC)/2, niveau 3 = bénéfices EC).
- $Health$: "impact sur la santé humaine" qui présente 2 niveaux (niveau 1 = Statu quo, niveau 2 = amélioration par rapport au Statu Quo).
- $Cost$: valeur de paiement rattachée à l'option (en euros: une valeur parmi les suivantes : 3 €, 7 €, 13 €, 20 €, 27 €, 34 € pour les options A et B, 0 € pour le Statu Quo).
- $P_{loc}, P_{glo}, P_h, P_{pay}$: Paramètres de préférence du modèle estimés.

Sous le modèle logit conditionnel (McFadden 1974), en prenant comme hypothèses que le répondant n sélectionne sur chaque carte de choix les alternatives qui lui offrent la plus grande utilité, et que les termes d'erreur ε_{nj} sont indépendants et identiquement distribués et suivent une loi de Gumbel, la probabilité (P_{ni}) que le répondant n choisisse l'alternative i sur une carte de choix plutôt que toutes les autres alternatives j ($j = 1 \dots J$, avec $J = 3$ pour les cartes de choix de notre étude) de cette même carte peut être exprimée comme suit :

$$P_{ni} = \frac{\exp(P_{loc} \cdot LocalBD_i + P_{glo} \cdot GlobalBD_i + P_h \cdot Health_i + P_{pay} \cdot Cost_i)}{\sum_{j=1}^J (P_{loc} \cdot LocalBD_j + P_{glo} \cdot GlobalBD_j + P_h \cdot Health_j + P_{pay} \cdot Cost_j)}$$

Le modèle est estimé en utilisant le maximum de vraisemblance. La méthode du maximum de vraisemblance ajuste les estimations des paramètres $P_{loc}, P_{glo}, P_h, P_{pay}$ jusqu'à ce que les probabilités prédites pour le choix de chaque alternative sur les différentes cartes de choix correspondent le mieux possible aux probabilités observées pour ces alternatives dans les choix des répondants.

Tableau 32 – Estimations des paramètres du modèle logit conditionnel

Coefficient	Estimation du paramètre	Erreur type	P-value
P_{loc}	1,41385	0,34606	<0,0001
P_{glo}	1,96633	0,33887	<0,0001
P_h	3,04762	0,70148	<0,0001
P_{pay}	-0,22212	0,04734	<0,0001

Logarithme de vraisemblance -179,77146

Pseudo $R^2 = 1 - (-179,77146 / -219,18262) = 0,180$

Les valeurs de CAP pour des changements de niveau des attributs par rapport à un niveau de base peuvent être calculées à partir des estimations des paramètres du modèle CL. Le coefficient estimé pour l'attribut coût (P_{pay}) représente la désutilité marginale du paiement (l'aversion des répondants à 1 € de plus sur les choix de paiement des cartes de choix). Avec ce modèle linéaire logit conditionnel simple estimé ici, les coefficients estimés pour les autres paramètres d'attribut P_{loc}, P_{glo}, P_h indiquent l'utilité marginale de chaque attribut

(l'attraction pour l'augmentation de 1 point de chaque paramètre, e.g. pour la biodiversité locale, l'attraction pour le passage de la biodiversité locale de son Statu quo au niveau 2).

En divisant n'importe quel paramètre d'attribut estimé par l'amplitude du paramètre de coût, $|P_{pay}|$, on obtient le consentement à payer (CAP en €) pour le changement de niveau de l'attribut. Le CAP pour un changement d'un point pour un attribut particulier (e.g. biodiversité locale) est calculé comme le quotient du coefficient qui estime ce paramètre (P_{loc}) et de $|P_{pay}|$:

$$WTP_k = \frac{P_k}{|P_{pay}|} \quad \text{où } k = loc, glo, h$$

Les intervalles de confiance autour de la moyenne du consentement à payer sont généralement estimés par la méthode Delta (Greene 2003) ou la méthode de Krinsky & Robb (1986).

Tableau 33 – Estimations du CAP à partir du modèle logit conditionnel. Il s'agit du CAP pour passer du Statu quo au niveau maximal de l'attribut concerné

Attribut	CAP (\$)	IC 95%*
Biodiversité locale (niveau maximal)	12,73	(10,56 ; 14,90)
Biodiversité globale (niveau maximal)	17,71	(14,87 ; 20,54)
Amélioration de la santé (niveau maximal)	13,72	(11,53 ; 15,91)

* Les intervalles de confiance présentés ont été calculés selon la méthode Delta. Ils ont également été calculés avec la méthode de Krinsky & Robb. Les deux méthodes présentent des intervalles de confiance très similaires pour ces résultats.

10.3.2.2. Des modèles de choix plus flexibles

A. Modèle logit conditionnel avec paramètres *dummy-coded* ou *effects-coded*

Les paramètres d'attribut P_{loc} , P_{glo} , P_h dans le modèle CL simple de la section 10.3.2.1 estiment une utilité marginale constante pour chaque attribut, i.e. ce type de modèle prend pour hypothèse que l'utilité pour faire passer un attribut du Statu quo au niveau supérieur (« niveau 1 ») est la même que celle pour passer du niveau supérieur (« niveau 1 ») au niveau maximal (« niveau 2 »). Ceci est une hypothèse forte, qui ne reflète pas nécessairement la réalité.

Le modèle CL peut être estimé à partir de paramètres *dummy-coded* ou *effects-coded* pour les différents niveaux d'attributs. Dans ce cas, *différentes* estimations sont calculées pour l'utilité gagnée en passant (i) du Statu quo au « niveau 1 » et (ii) du « niveau 1 » au « niveau 2 ».

Un modèle CL *effects-coded* a été estimé à partir des données des cartes de choix. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre l'utilité additionnelle quand les attributs biodiversité locale et globale passent (i) du Statu quo au « niveau 1 » et quand ils passent (ii) du « niveau 1 » au « niveau 2 ». Par conséquent, les consentements à payer pour passer (i) du Statu quo au « niveau 1 » et (ii) du « niveau 1 » au « niveau 2 » pour un attribut particulier ne sont pas statistiquement séparables.

B. Modèle de préférences des attributs à structure latente (2 segments)

Le modèle CL simple de la section 10.3.2.1 estime des préférences homogènes parmi tous les répondants pour une certaine augmentation d'un attribut. C'est aussi une hypothèse forte. Il est très probable que les préférences pour les attributs varient de façon significative selon les répondants. Par exemple, certains répondants peuvent accorder plus d'importance à une amélioration de la biodiversité locale, et d'autres à la biodiversité globale. Ces différences entre les préférences des répondants ne sont pas visibles dans le modèle CL ; pour schématiser, le modèle CL estime des préférences "moyennes" pour tous les répondants.

Un modèle à structure latente estime différentes préférences pour différentes « classes » ou « segments » de répondants. Les préférences pour les attributs sont supposées homogènes par segment, mais peuvent varier d'un segment à l'autre. Les expressions de l'utilité au sein d'un segment pour les différents attributs sont les mêmes que celles déjà utilisées pour le modèle CL :

$$V(A) = P_{loc_s} \cdot LocalBD + P_{glo_s} \cdot GlobalBD + P_{h_s} \cdot Health + P_{pay_s} \cdot Cost + \varepsilon$$

$$V(B) = P_{loc_s} \cdot LocalBD + P_{glo_s} \cdot GlobalBD + P_{h_s} \cdot Health + P_{pay_s} \cdot Cost + \varepsilon$$

$$V(SQ) = P_{loc_s} \cdot LocalBD + P_{glo_s} \cdot GlobalBD + P_{h_s} \cdot Health + P_{pay_s} \cdot Cost + \varepsilon$$

Dans un modèle à structure latente, les paramètres de préférence $P_{loc_s}, P_{glo_s}, P_{h_s}, P_{pay_s}$ peuvent varier d'un segment à l'autre. Pour un modèle à structure latente avec $s = 1, 2, \dots, S$ segments différents, la probabilité qu'un répondant n choisisse l'alternative i est donnée par la formule suivante :

$$P_{ni} = \sum_{s=1}^S \left[M_{n,s} \left(\frac{\exp(P_{loc_s} \cdot LocalBD_i + P_{glo_s} \cdot GlobalBD_i + P_{h_s} \cdot Health_i + P_{pay_s} \cdot Cost_i)}{\sum_{j=1}^J (P_{loc_s} \cdot LocalBD_j + P_{glo_s} \cdot GlobalBD_j + P_{h_s} \cdot Health_j + P_{pay_s} \cdot Cost_j)} \right) \right]$$

Les termes $M_{n,s}$ correspondent aux probabilités d'appartenance d'un répondant à un segment. Prenons par exemple un modèle à structure latente avec 2 segments avec le répondant 1 qui a une probabilité 0,005 d'appartenir au segment 1 et une probabilité de 0,95 d'appartenir au segment 2 ; le répondant 2 a une probabilité de 0,85 d'appartenir au segment 1 et une probabilité de 0,15 d'appartenir au segment 2. Dans cet exemple, on aurait les probabilités d'appartenance suivantes : $M_{1,1} = 0.05, M_{1,2} = 0.95, M_{2,1} = 0.85, M_{2,2} = 0.15$.

L'analyste spécifie le nombre de segments à modéliser (e.g. un modèle avec 2 segments, ou un modèle à 3 segments) ; les paramètres du modèle (les paramètres des attributs pour chaque segment et les probabilités d'appartenance de chaque individu) sont ensuite estimés par la méthode du maximum de vraisemblance. Les paramètres des attributs pour chaque segment et les probabilités d'appartenance de chaque individu sont ajustés de manière itérative au cours de la méthode du maximum de vraisemblance, jusqu'à ce que les probabilités obtenues pour chaque option des cartes de choix correspondent le mieux aux probabilités observées des choix des répondants. L'association des membres aux différents segments se fait donc de manière « latente », à travers le processus d'estimation du modèle, puisque les probabilités d'appartenance des différents répondants sont ajustées de telle sorte à maximiser la vraisemblance du modèle.

Un modèle à structure latente à 2 segments a été estimé à partir des données des choix expérimentaux. Les paramètres des attributs estimés sont présentés dans le Tableau 34.

Tableau 34 – Estimation des paramètres pour un modèle à structure latente à 2 segments

Coefficient	Estimation des paramètres	Erreur type	P-value
Segment 1			
P_{loc}	0,25279	2,08798	0,9036
P_{glo}	1,29161	1,71532	0,4515
P_h	Non estimé	-	-
P_{pay}	0,07224	0,29445	0,8062
Segment 2			
P_{loc}	1,87184	0,61849	0,0025
P_{glo}	2,22658	0,55001	0,0001
P_h	4,89578	1,18376	<0,0001
P_{pay}	-0,36650	0,08576	<0,0001

Probabilité des différents segments			
Segment 1	0,42103	0,08523	<0,0001
Segment 2	0,57897	0,08523	<0,0001

En examinant les réponses des répondants de chaque segment, on remarque que ceux appartenant au segment 1 n'ont jamais choisi l'option Statu quo sur les cartes de choix. De ce fait, ils n'ont jamais choisi l'option avec le niveau de santé humaine plus faible (Statu quo). Il est donc impossible pour le modèle de calculer la préférence associée au changement du plus bas niveau de santé humaine (Statu quo) au plus haut niveau de santé humaine pour les deux autres choix, option A et option B. Le paramètre P_h n'a donc pas pu être estimé pour le segment 1.

Une autre particularité du comportement des répondants du segment 1 est qu'ils sont très peu sensibles au prix, même si ces prix sont très élevés. Ceci peut être dû soit à une réelle insensibilité au prix, soit à une préférence forte pour le plus haut niveau de santé humaine. Malheureusement, il n'est pas possible de séparer ces deux influences. Pour cette raison, dans les parties suivantes, les valeurs de CAP sont uniquement calculées pour les répondants du segment 2 (Tableau 31). On adopte ainsi une approche conservative pour estimer la valeur des améliorations de santé, de biodiversité locale et de biodiversité globale.

Le consentement à payer propre à chaque répondant peut être estimé dans le modèle à structure latente en pondérant le consentement à payer d'un segment particulier par la probabilité d'appartenance à ce segment de l'individu :

$$WTP_{k,n} = \sum_{s=1}^S \left(\hat{M}_{n,s} \frac{P_{k_s}}{|P_{pay_s}|} \right)$$

Ici, s indique un segment particulier et le terme $\hat{M}_{n,s}$ la probabilité d'appartenance d'un individu n à ce segment, qui a été estimée par la méthode du maximum de vraisemblance.

Si les probabilités d'appartenance à un segment estimées sont très distinctes, i.e. si les individus sont très fortement rattachés à un segment en particulier (e.g. si $M_{1,1} = 0.01$, $M_{1,2} = 0.99$, $M_{2,1} = 0.98$, $M_{2,2} = 0.02$ etc.), alors les consentements à payer propres à chaque individu seront très proches des consentements à payer associés à chaque segment du modèle $\left(\frac{P_{k_s}}{|P_{pay_s}|} \right)$.

Dans le modèle à structure latente à 2 segments estimés à partir des réponses aux cartes de choix, les probabilités d'appartenance à un segment des individus étaient très distinctes. Ainsi, le CAP des individus est très bien représenté par le CAP des différents segments. Comme expliqué précédemment, le tableau suivant présente uniquement les valeurs du CAP pour le segment 2 du modèle à structure latente.

Tableau 35 – Estimations du consentement à payer du segment 2 du modèle à structure latente à 2 segments

Attribut	CAP (€)	IC 95%*
Biodiversité locale (niveau maximal)	10,21	(7,60 ; 12,83)
Biodiversité globale (niveau maximal)	12,15	(10,19 ; 14,11)
Amélioration de la santé (niveau maximal)	13,36	(11,78 ; 14,93)

* Les intervalles de confiance présentés ont été calculés selon la méthode Delta. Ils ont également été calculés avec la méthode de Krinsky & Robb. Les deux méthodes présentent des intervalles de confiance très similaires pour ces résultats.

10.4. Comparaison des résultats pour les deux méthodes

La comparaison des résultats de CAP pour l'EC et les CE n'est pas pertinente. Dans l'EC il n'est pas possible de dissocier les CAP pour les différents attributs (biodiversité locale, biodiversité globale et santé humaine). Les résultats pour les deux méthodes ont des unités différentes :

- Evaluation contingente : €/ (ménage.ensemble de bénéfices sur la biodiversité et la santé humaine) ;
- Choix expérimentaux :
 - €/ (ménage.bénéfices sur la biodiversité locale) ;
 - €/ (ménage.bénéfices sur la biodiversité globale) ;
 - €/ (ménage.bénéfices sur la santé humaine).

Néanmoins, nous observons que les résultats pour les CE sont plus élevés (entre 10 et 17 €/ (ménage.bénéfices du scénario alternatif par attribut)) que ceux de l'EC (entre 6 et 10 €/ (ménage.bénéfices sur l'ensemble d'attributs)).

10.4.1. Comparaison des résultats pour biodiversité locale et globale

Les résultats de l'EC A (biodiversité locale) et l'EC B (biodiversité globale) pour le CAP sont très proches. Il n'est pas possible de conclure à partir de ces résultats si les personnes perçoivent la biodiversité locale et globale de la même façon ou si l'importance donnée à la santé humaine est trop élevée et masque les différences entre la biodiversité locale et globale.

Les résultats du CE semblent plus pertinents pour cette analyse. Selon le modèle logit conditionnel simple, les CAP pour la biodiversité locale et globale seraient statistiquement différents. L'échantillon du sondage donnerait plus de valeur à la biodiversité globale (entre 14,87 et 20,54 €/ (ménage.bénéfices du scénario alternatif par attribut)) que locale (entre 10,56 et 14,90 €/ (ménage.bénéfices du scénario alternatif par attribut)).

Néanmoins, l'estimation du modèle à structure latente ne confirme pas ce résultat et les intervalles de confiance pour le CAP de la biodiversité locale et de la biodiversité globale se chevauchent. Selon l'expert, Jim Smart, les résultats de ce deuxième modèle sont plus robustes vu qu'il élimine des comportements indésirables dans les réponses du CE : probablement des répondants pas sensibles aux prix proposés (prix pas assez élevés) ou qui donnent trop d'importance à la santé humaine – ou qui n'ont pas compris les compromis à faire dans le cadre de cet exercice.

10.5. Intégration des résultats du sondage au cas d'étude

10.5.1. Méthodologie d'application des valeurs de consentement à payer (CAP) aux résultats d'impact du cas d'étude

Dans cette section nous expliquons comment faire la conversion des résultats des choix expérimentaux (dissociés pour les différents attributs contrairement à l'EC) en valeurs utilisables dans une étude de monétarisation d'impacts environnementaux.

Comme le CAP exprimé était pour une augmentation sur la facture électrique et la facture électrique est payée par ménage, l'unité de la réponse du sondage est €/ (ménage.bénéfices du scénario alternatif par attribut). Les bénéfices du scénario alternatif par attribut peuvent être exprimés directement en QALY ou BAHY. Il faut donc, simplement multiplier le CAP par le nombre de ménages dans le pays et diviser par le QALY ou BAHY associé au changement proposé dans le scénario alternatif – voir feuilles de calcul de l'atelier pédagogique.

Les résultats de cette conversion d'unités appliqués au CAP du segment 2 du modèle à structure latente sont les suivants :

- **BAHY local** : 3 302 – 5 574 €/BAHY
- **BAHY global** : 3 712 - 5 140 €/BAHY
- **QALY** : 365 317 – 463 003 €/QALY

Les valeurs pour le BAHY sont un peu supérieures à ceux proposés dans l'approche Stepwise2006 (entre 350 et 3500 €/BAHY). Les valeurs pour le QALY sont 4 à 5 fois supérieures à la valeur proposée dans Stepwise2006 (74 000 €₂₀₀₃ ~ 94 000 €₂₀₁₆) – ceux-ci sont comparables néanmoins à certains valeurs trouvées dans la littérature - Tableau 32.

Tableau 36 – Valeurs pour la santé humaine proposées dans la littérature

QALY value (USD/QALY)	Source
50 000 – 100 000	Shiroiwa et al. (2010)
16 200	Gyrd-Hansen (2003)
98 600	Pinto- Prades et al. (2009)
156 000 – 5 587 000	Haninger and Hammitt (2011)
1 100 000 – 3 500 000	Andersson et al. (2011)

Discussion sur la méthode de conversion du CAP exprimé en facteurs de monétarisation

Lors de l'atelier pédagogique, la méthodologie pour la conversion du CAP exprimé en valeurs monétaires pour le QALY et le BAHY a été objet de discussion. Il n'est pas évident que le CAP exprimé par le répondant soit pour un ménage. Plusieurs répondants semblent avoir exprimé un CAP personnel et pas celui de son ménage. Si les CAP étaient exprimés par personne au lieu d'un ménage (€/personne . bénéfices du scénario alternatif par attribut), les valeurs calculés pour le QALY et le BAHY seraient plus importants encore – les résultats du sondage seraient multipliés par 66 030 000 (population française) et non par 25 253 000 (nombre de ménages en France).

10.5.2. Comparaison des résultats du cas d'étude avant et après utilisation des valeurs de consentements à payer issues du sondage

Nous avons appliqué les CAP estimés à partir du sondage aux résultats de l'étude de cas présentés précédemment. La comparaison des résultats originaux de l'étude de cas (application de la méthode Stepwise2006) avec ces nouveaux résultats est présentée dans la Figure 26.

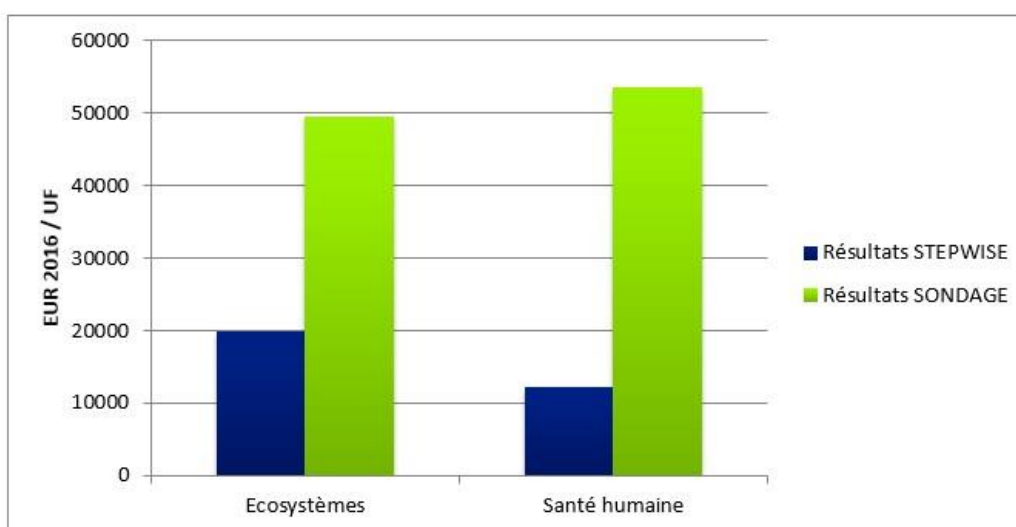


Figure 26 – Comparaison des coûts des externalités environnementales de la production d'électricité à partir du miscanthus avec l'application de la méthode Stepwise2006 et avec l'application de valeurs monétaires pour la

biodiversité et pour la santé humaine issus du sondage. UF : « 2200 GJ de chaleur livré au consommateur danois, et 491.6 MWh d'électricité livré au réseau d'électricité danoise »

Il faut noter que dans les résultats originaux, les impacts sur les écosystèmes (19 826 €/UF) étaient plus importants que ceux sur la santé humaine (12 123 €/UF). Le contraire est observé quand les CAP estimés à partir du sondage sont appliqués dans les calculs.

Les plus grosses incertitudes dans les résultats de l'évaluation monétaire de la méthode Stepwise2006 proviennent de l'évaluation des écosystèmes. La valeur appliquée dans Stepwise2006 (1 400 €/BAHY) est un proxy fondé sur un seul choix de modélisation de l'étude sur la valeur de la disparition des espèces, et avec un intervalle d'incertitude d'un ordre de grandeur donné (350 – 3 500 €/BAHY). Les valeurs issues du sondage ont été estimées avec une approche plus robuste mais ce sondage est seulement un pilote et a plusieurs limites qui pourraient être levées dans une étude à l'échelle « réelle ».

Une autre complication dans l'évaluation de la valeur des écosystèmes consiste dans le fait que les écosystèmes ont à la fois des valeurs d'agrément et des valeurs plus générales de non-usage. Ces dernières sont liées à la biodiversité et à la disparition globale d'espèces. Les valeurs appliquées dans Stepwise2006 sont supposées refléter la disparition potentielle d'espèces sur une échelle globale. Cependant, la question se pose encore s'il existe une distinction en valeur pour la biodiversité locale et globale. Comme l'échantillon du sondage était trop réduit et composé de profils très spécifiques, nous n'avons pas pu constater une différence de perception pour ces deux catégories de biodiversité.

10.5.3. Discussion et conclusions

Les résultats pour le QALY et le BAHY sont élevés par rapport à ceux de la littérature. Les raisons peuvent être diverses :

- Les problèmes de conception du sondage (voir chapitre 5).
- De plus, l'analyse des résultats du sondage présente plusieurs limites en raison d'échantillons trop réduits : EC A – 33 répondants ; EC B – 32 répondants ; CE - 36 répondants. La taille standard de l'échantillon requise pour ce type de sondage est de 500 à 2000 répondants pour une EC et d'environ 300 répondants pour les C. Les valeurs de paiement (augmentation de la facture électrique du ménage) proposées étaient trop élevées – pas de valeurs de l'ordre du centime, la première valeur proposée était 1,00 €. Il est connu dans le domaine des sciences économiques que les valeurs sur les cartes de paiement proposées peuvent largement influencer le répondant.
- L'échantillon du sondage n'est pas représentatif de la population moyenne. Les participants du sondage, en grande partie experts dans les secteurs de l'énergie, l'industrie, ainsi qu'experts du développement durable présentent une sensibilité accrue aux questions environnementales. De plus, la classe socio-professionnelle des répondants (rémunération) est au-dessus de la moyenne. Ces deux facteurs peuvent influencer le résultat du CAP (vers le haut), comme expliqué dans la section 5.3.1.1 par l'analyse des corrélations entre réponses des questions sociodémographiques et comportementales et le CAP.
- Le sondage réalisé dans le cadre de cette étude a des nombreuses limites et il n'est bien entendu pas du tout recommandé d'appliquer ses résultats dans des études ACV. Néanmoins, la mise en pratique des méthodes de préférences déclarées pour l'estimation des valeurs monétaires pour la santé humaine et la biodiversité est très riche d'enseignements.

Cette étude a mis en évidence des aspects méthodologiques et opérationnels des méthodes de monétarisation d'impacts environnementaux. Le sondage réalisé, en tant qu'exercice pédagogique, a été une réussite : même avec toutes les difficultés associées à l'élaboration d'un scénario crédible, la plupart des réponses sont compatibles avec les attentes formulées lors de la conception du sondage – par exemple, nous observons un nombre réduit de réponses pour des CAP élevés, ce qui indique que les répondants ont compris la problématique et ont réfléchi avant de répondre aux questions. Aussi, même avec un échantillon de taille très réduite, nous avons pu constater des corrélations entre le CAP et le niveau de rémunération du ménage et de la conscience environnementale de l'individu. Néanmoins, les valeurs estimées pour la santé humaine (QALY) étaient 4 à 5 fois supérieures à la valeur proposée dans Stepwise2006. Cela peut être interprété comme un « non-respect » de la contrainte budgétaire mais aussi comme une caractéristique de l'échantillon très spécifique et réduit du sondage – personnes des classes sociales élevées, qui ont poursuivi plusieurs années d'études supérieures et ont donc une forte conscience environnementale – éloignées de la population

moyenne. Les problèmes du *design* du sondage peuvent aussi avoir contribué au non-respect de la contrainte budgétaire.

Par le biais de ce sondage, nous avons également cherché à observer si les CAP étaient différents pour la biodiversité locale et la biodiversité globale. Or, dans notre sondage, nous n'avons pas constaté une différence significative entre les CAP pour la biodiversité locale et ceux pour la biodiversité globale. Cette question est encore ouverte et un sondage « à taille réelle » pourrait apporter des éléments de réponse plus approfondis.