Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants

Anna Alberini, Ian Bateman, Graham Loomes and Milan Ščasný



OCDE

Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants

Anna Alberini, Ian Bateman,
Graham Loomes et Milan Ščasný

OCDE
DES POLITIQUES MEILLEURES
POUR UNE VIE MEILLEURE

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Merci de citer cet ouvrage comme suit :
Alberini, A. *et al.* (2012), *Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants*, Éditions OCDE.
http://dx.doi.org/10.1787/9789264048805-fr

ISBN 978-92-64-08613-5 (imprimé)
ISBN 978-92-64-04880-5 (PDF)

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Les corrigenda des publications de l'OCDE sont disponibles sur : *www.oecd.org/editions/corrigenda*.

© OCDE 2012

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à *rights@oecd.org*. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) *info@copyright.com* ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) *contact@cfcopies.com*.

Avant-propos

Les études épidémiologiques tendant à démontrer l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition à des polluants environnementaux particuliers et des conséquences négatives pour la santé des enfants se sont multipliées ces dernières années. Le grand nombre de lois et de règlements adoptés pour protéger la santé des enfants témoigne des préoccupations au sujet des risques que font peser les pressions environnementales sur la santé des plus jeunes.

Cela étant, très peu d'études ont été menées pour établir la « valeur » des avantages que procure la réduction des risques sanitaires liés à l'environnement. Dans le passé, l'efficience économique des politiques environnementales a donc le plus souvent été évaluée sur la base d'estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS) qui concernaient les populations adultes (provenant, par exemple, d'études portant sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire). Si les individus n'ont pas les mêmes préférences en matière de réduction des risques selon qu'il s'agit d'enfants ou d'adultes, l'utilisation de ces valeurs pourrait entraîner une mauvaise répartition des ressources et des efforts des pouvoirs publics, avec éventuellement le risque que l'on n'accorde pas l'attention voulue aux vulnérabilités particulières des enfants.

Afin de combler cette lacune, l'OCDE a coordonné un projet dans le cadre duquel d'éminents chercheurs de la Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), du Charles University Environment Centre (CUEC) et de l'University of East Anglia (UEA) ont produit des estimations de la valeur de la réduction des risques pour la santé des enfants (et des adultes) qui sont liés à l'environnement.

Le projet a fait intervenir un consortium d'équipes de recherche en Italie, au Royaume-Uni et en République tchèque. L'équipe italienne était conduite par Anna Alberini, avec le concours d'Aline Chiabi et de Stefania Tonin. Au Royaume-Uni, l'équipe de recherche était dirigée par Graham Loomes et Ian Bateman, avec le concours de Silvia Ferrini, Katie Bolt et Brett Day. En République tchèque, le projet a été piloté par Milan Ščasný, avec le concours de Markéta Braun Kohlová, Hana Škopkova et Jan Melichar. Stale Navrud a également contribué au projet. Pascale Scapecchi, Nick Johnstone et Henrik Lindhjem se sont chargés de rédiger le présent ouvrage sur la base des rapports techniques produits par les équipes de recherche. Tout au long du projet, les équipes de recherche ont bénéficié de la contribution d'un groupe consultatif composé de décideurs et d'experts de premier plan. Le projet a également bénéficié de

la supervision du Groupe de travail de l'OCDE sur les politiques d'environnement nationales.

L'analyse des données confirme (de façon conditionnelle) l'existence d'une « prime à l'enfant », ce qui souligne la nécessité de prendre en compte, dans la définition des politiques environnementales, les préférences différentes de la société en matière de risques selon qu'il s'agit d'enfants ou d'adultes. Cet aspect sera sans doute particulièrement important dans le contexte d'interventions publiques qui affectent spécialement les enfants du fait de leur nature ou de leur champ d'application (lutte contre les pesticides sur les terrains scolaires, par exemple) ou en raison de la vulnérabilité particulière des enfants au risque concerné (présence de plomb dans l'eau potable, par exemple). Dans de telles situations, il est probable que l'utilisation de valeurs spécifiques pour les enfants sera particulièrement utile pour assurer une allocation efficiente des ressources et des efforts des pouvoirs publics.

Le projet a été financé par la Direction générale de la recherche de la Commission européenne dans le contexte du 6e Programme cadre, et il est pris acte avec gratitude de ce concours.

Table des matières

Liste des abréviations 9

Résumé 11

Introduction : Nature et objectifs du projet VERHI 15

Chapitre 1. **L'évaluation des risques environnementaux pour la santé** . 23
Introduction 24
Évaluation des risques sanitaires en général 25
Évaluation des risques pour la santé des enfants 33
Examen des études épidémiologiques et économiques antérieures . 35
Objectifs du projet VERHI 38
Notes 40
Annexe 1.A1. Examen des données épidémiologiques et économiques 41
Références 60

Chapitre 2. **Évaluation des risques pour la santé des enfants – Les défis posés au chercheur** 69
Introduction 70
Qui est en mesure de « parler » au nom des enfants ? 70
Composition des ménages et prise de décision au sein des ménages : quel impact sur les résultats ? 74
Comment faire appréhender des risques peu importants et peu familiers 81
Distinction entre différents types de risques 83
Prise en compte des risques latents 87
Points clés 92
Notes 93
Références 93

Chapitre 3. **Approches nouvelles en matière de conception et de réalisation des enquêtes** 99
Introduction 100
Approche utilisée pour faire appréhender le risque aux répondants 100
Scénarios présentés aux répondants 112
Mise au point des questionnaires définitifs 117
Application des questionnaires 123
Notes 126

Références 127
Annexe 3.A1. Chronologie et principaux résultats des travaux d'élaboration de l'enquête 129

Chapitre 4. **Résultats de l'enquête** 139
Introduction 140
Méthode de chaînage 140
Analyse conjointe 145
Compromis entre enfants et adultes fondé sur le nombre de personnes 151
Les résultats sont-ils transférables ? 152
Notes 156
Références 157

Chapitre 5. **Conclusions et conséquences pour l'action publique** 159
Introduction 160
La VVS des enfants est-elle plus élevée que celle des adultes ? 161
Comment expliquer les écarts entre des valeurs se rapportant à des risques similaires ? 163
Conséquences pour l'action publique 166
Notes 168
Références 170

Tableaux

0.1 Les équipes de recherche du projet VERHI 17
1.1. CAP marginal pour une réduction de risque 32
1.2. Effets sur la santé de certaines pollutions de l'eau 36
1.3. Effets sur la santé de certains polluants atmosphériques 37
1.4. Estimations de la VVS et du CAP pour enfants et adultes 39
1.A1.1. Coût de certaines maladies de l'enfance dans l'État de Washington 50
1.A1.2. CAP pour empêcher des dommages pour la santé provoqués par des pesticides 53
1.A1.3. CAP pour éviter des maladies aiguës 54
1.A1.4. Coûts sanitaires de la pollution atmosphérique en Chine 56
2.1. Valeur d'un cas statistique, pour trois pathologies et différents décalages 91
3.1. Tests de sensibilité aux variations au sein d'un échantillon fractionné 102
3.2. Priorité à accorder aux interventions des pouvoirs publics selon les préoccupations 104
3.3. Pourcentage de l'échantillon total ayant déclaré un CAP de zéro 113

3.4. VVS obtenues dans le cadre de l'évaluation contingente et de l'exercice de chaînage pilote 116
3.5. Exemple de question à 3 attributs dans le cadre d'une analyse conjointe 116
3.6. Méthodes appliquées dans les trois pays 118
3.7. Récapitulation des attributs et de leurs niveaux dans l'analyse conjointe 122
3.8. Points d'échantillonnage au Royaume-Uni 123
3.9. Prévalence et gravité des maladies respiratoires chroniques dans l'échantillon 126
3.A1.1. Résumé des principales conclusions 136
4.1. Valeurs moyennes et médianes du CAP pour éviter un état de morbidité particulier dans l'échantillon britannique . . . 141
4.2. Valeurs moyennes et médianes du CAP pour éviter un état de morbidité particulier dans l'échantillon tchèque 141
4.3. VVS obtenue à partir des valeurs moyennes du CAP et du pari standard 143
4.4. VVS moyenne estimée (erreur type), par cause de décès 146
4.5. Incidences sur la VVS de la cause du décès et des caractéristiques du risque 147
4.6. Incidences sur la VVS des facteurs démographiques et des caractéristiques des ménages en République tchèque . . . 149
4.7. TMS obtenu à partir des moyennes du nombre de personnes . . 152
4.8. Taux d'erreur des transferts du CAP entre le Royaume-Uni et la République tchèque 155
4.9. Taux d'erreur des transferts de la VVS entre le Royaume-Uni et la République tchèque 156
5.1. TMS basé sur les valeurs moyennes obtenues à l'aide de la méthode du compromis fondé sur le nombre de personnes . 163

Graphiques

1.1. CAP marginal pour une réduction de risque 27
1.2. Valeur estimée par vie statistique 29
3.1. CAP moyen pour des réductions de risques équivalentes dans trois situations différentes 103
3.2. Présentation des risques (Grille A) 106
3.3. Présentation des risques (Grille B) 107
3.4. Présentation des risques de mortalité 107
3.5. Présentation de la probabilité et du risque 108
3.6. Présentation de la probabilité et du risque 109
3.7. Exemple de question de pari modifié expérimentale 115

3.8. Importance relative de différents attributs dans les choix conjoints 118
3.9. Exemple de question de pari standard figurant dans l'instrument d'enquête définitif 120
3.10. État de santé du répondant et de son enfant 126
4.1. Exercice de classement : pourcentage de répondants ayant classé chaque état de morbidité comme le plus grave au Royaume-Uni et en République tchèque 141
4.2. Valeurs d'arbitrage du risque au Royaume-Uni et en République tchèque 143
4.3. Distribution des réponses à la question sur le caractère individuel ou commun aux deux conjoints des opinions exprimées (%) . . . 150
5.1. VVS et TMS obtenus à partir de l'analyse conjointe en Italie et en République tchèque 161
5.2. TMS des VVS obtenues par la méthode de chaînage au Royaume-Uni et en République tchèque 163
5.3. VVS et TMS dans différents contextes, sur la base de l'analyse conjointe 164
5.4. VVS en République tchèque selon la nature publique ou privée des interventions, sur la base de l'analyse conjointe 165

Liste des abréviations

ACB	Analyse coûts-bénéfices
CAA	Clean Air Act (loi sur la pureté de l'air, États-Unis)
CAA	Consentement à accepter
CAFE	Air pur pour l'Europe
CAP	Consentement à payer
CAPI	Entretien personnel assisté par ordinateur
CAPM	Consentement à payer marginal
CEHAPE	Plan d'action pour l'environnement et la santé des enfants en Europe
CO	Monoxyde de carbone
COV	Composé organique volatil
CUEC	Charles University Environment Center
CZK	Couronne tchèque
EC	Évaluation contingente
EPA	Environmental Protection Agency (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis)
EUR	Euro
FAE	Fraction attribuable à l'environnement
FEEM	Fondazione Eni Enrico Mattei
GBP	Livre britannique
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
IVM	Instituut voor Milieuvraagstukken (Institut d'études environnementales, Pays-Bas)
JPY	Yen japonais
NILU	Norsk institutt for luftforskning (Institut norvégien de recherche sur l'air)
NO_2	Dioxyde d'azote
NOx	Oxydes d'azote
O_3	Ozone
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PM	Particules
PPA	Parité de pouvoir d'achat
PR	Préférence révélée
PS	Paris standard

PTO	Compromis fondé sur le nombre de personnes
RAS	Rhinite allergique saisonnière
RC	Rapport des cotes
RR	Risque relatif
TMS	Taux marginal de substitution
UEA	University of East Anglia
USD	Dollar des États-Unis
VCS	Valeur d'un cas statistique
VERHI	Évaluation des impacts sur la santé liés à l'environnement
VVS	Valeur d'une vie statistique

Résumé

Les études épidémiologiques tendant à démontrer l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition à des polluants environnementaux spécifiques et des conséquences négatives pour la santé des enfants se sont multipliées, notamment en rapport avec la pollution de l'air. Le grand nombre de lois et de règlements adoptés pour protéger la santé des enfants témoigne des préoccupations au sujet des risques que font peser les pressions environnementales sur la santé des plus jeunes.

Pourquoi les décideurs se soucient-ils de la valeur attribuée par les individus à la réduction des risques de mortalité chez les enfants ?

- Tout d'abord, parce qu'il existe des éléments indiquant que les enfants sont particulièrement vulnérables à certains risques environnementaux.
- Ensuite, parce que la santé des enfants peut être considérée comme un bien public, en ce sens que leur bonne santé a des retombées positives pour les parents et pour la collectivité dans son ensemble.
- Enfin, parce que si l'intérêt des enfants est généralement défendu par les parents (et les autres personnes qui en ont la garde), dans les pays de l'OCDE, les responsables de l'élaboration des politiques ont toujours joué un rôle particulier dans la protection de cet intérêt.

Toutefois, dans le passé, l'efficience économique des politiques environnementales a le plus souvent été évaluée sur la base d'estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS) qui concernaient les populations adultes (provenant, par exemple, d'études portant sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire). Si les individus n'ont pas les mêmes préférences en matière de réduction des risques selon qu'il s'agit d'enfants ou d'adultes, l'utilisation de ces valeurs pourrait entraîner une mauvaise répartition des ressources et des efforts des pouvoirs publics, avec éventuellement le risque que l'on n'accorde pas l'attention voulue aux vulnérabilités particulières des enfants.

Étant donné l'importance de cette problématique, l'OCDE a organisé en septembre 2003 un atelier, au cours duquel des chercheurs à la pointe dans ce domaine ont présenté leurs travaux (OCDE, 2006). Les participants se sont toutefois largement accordés à reconnaître un besoin criant de nouvelles études. Pour combler cette lacune, l'OCDE a coordonné un projet de recherche

financé par le 6e programme-cadre de la Commission européenne, qui a fait intervenir des équipes de chercheurs d'Italie, du Royaume-Uni et de la République tchèque.

Le projet avait pour but de produire des estimations de la valeur attribuée à la réduction de risques présentant les trois grandes caractéristiques suivantes :

- ils sont de nature *environnementale*,
- ils touchent *les enfants*, et
- ils comportent une probabilité non négligeable d'entraîner le *décès*.

Chacune de ces caractéristiques pose au chercheur des difficultés particulières, et leur association ne fait qu'accroître la difficulté. Dans ces conditions, deux années de travail ont été consacrées par les équipes de recherche au développement de l'enquête, avec un grand nombre de discussions de groupes de réflexion, d'entretiens individuels et d'études pilotes.

Sur la base des indications fournies par ces travaux, deux instruments d'enquête innovants ont été mis au point et utilisés pour interroger près de 6 000 personnes dans les trois pays. L'objectif était d'obtenir des estimations de la VVS pour les enfants et (à des fins de comparaison) pour les adultes. Il s'agissait aussi d'évaluer les effets exercés sur la VVS par un grand nombre de caractéristiques des risques (contexte, latence…), de facteurs démographiques et économiques (revenu, sexe…) et d'attributs des interventions (privées ou publiques, par exemple).

L'analyse des données confirme (de façon conditionnelle) l'existence d'une « prime à l'enfant », ce qui est conforme aux résultats des études antérieures. Toutefois, dans le cadre d'une analyse conjointe, cette prime est au mieux modeste : en Italie, la VVS d'un adulte (4.0 millions EUR) ne diffère pas statistiquement de celle d'un enfant (4.6 millions EUR), tandis qu'en République tchèque, l'écart est d'environ 30 % entre les VVS (19.2 millions CZK contre 24.5 millions CZK). En revanche, la conclusion n'est pas la même lorsqu'on compare la VVS d'un enfant et celle d'un adulte pour différentes causes de décès : si, en cas de décès par cancer, les deux ne sont pas statistiquement différentes, en cas de décès imputable à d'autres causes, la VVS d'un enfant est supérieure à celle d'un adulte d'environ 40 % en Italie et de près de 60 % en République tchèque.

En outre, l'application d'un autre instrument d'enquête, utilisant une « méthode de chaînage », a dégagé des éléments solides qui attestent de l'existence d'une « prime à l'enfant » dans le cadre de la VVS au Royaume-Uni et en République tchèque (prime de respectivement 122 % et 64 %). Si l'on examine les arbitrages directs entre la réduction des risques pour les enfants

et pour les adultes, tout porte à croire là encore que la valeur attribuée à la réduction des risques pour les premiers fait l'objet d'une prime, avec des valeurs supérieures de 50 à 100 %.

Ces résultats soulignent la nécessité de prendre en compte, dans la définition des politiques environnementales, le fait que la collectivité n'a pas les mêmes préférences en matière de risques selon qu'il s'agit d'enfants ou d'adultes. Cet aspect sera sans doute particulièrement important dans le contexte d'interventions publiques qui affectent spécialement les enfants du fait de leur nature ou de leur champ d'application (lutte contre les pesticides sur les terrains scolaires, par exemple) ou en raison de la vulnérabilité particulière des enfants au risque concerné (présence de plomb dans l'eau potable, par exemple). Dans de telles situations, il est probable que l'utilisation de valeurs spécifiques pour les enfants sera particulièrement utile pour assurer une allocation efficiente des ressources et des efforts des pouvoirs publics.

Cependant, il convient de garder à l'esprit que l'estimation de la VVS des « adultes » obtenue dans l'étude VERHI provient d'un échantillon composé uniquement de parents. Par conséquent, la VVS pour tous les adultes (personnes de plus de 18 ans) pourrait être différente de celle de l'étude, de sorte que la « prime à l'enfant » estimée pourrait également être différente.

En conclusion, le projet VERHI a permis de constituer un large corpus de données sur les conditions dans lesquelles la VVS des enfants est susceptible de s'écarter le plus de celle des adultes. Par exemple, s'il est vrai que le contexte a son importance, le rôle qu'il joue n'est pas le même dans le cas des enfants et dans celui des adultes. Les variations observées d'un contexte à l'autre sont moins marquées pour les enfants que pour les adultes. En outre, les interventions privées et les programmes publics ne sont pas évalués de la même façon, certains éléments tendant à montrer que les seconds se voient attribuer une valeur plus élevée en relation avec les enfants qu'avec les adultes. Il importera d'étudier ces aspects dans le cadre des travaux futurs pour contribuer à l'efficience des processus d'élaboration des politiques.

Introduction : Nature et objectifs du projet VERHI

Les études épidémiologiques tendant à démontrer l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition à des polluants environnementaux spécifiques et des conséquences négatives pour la santé des enfants se sont multipliées, notamment en rapport avec la pollution de l'air[1]. Ces conclusions sont loin d'être définitives, mais il est de plus en plus manifeste que les enfants sont particulièrement vulnérables à certains types de risques environnementaux pour la santé. Le grand nombre de lois et de règlements adoptés pour protéger la santé des enfants témoigne d'ailleurs des préoccupations au sujet des risques que font peser les pressions environnementales sur la santé des plus jeunes (voir Scapecchi [2007] pour une présentation générale)[2].

Les liens entre environnement et santé des enfants suscitent un intérêt grandissant depuis quelques années. Compte tenu des caractéristiques de leurs comportements quotidiens, les adultes et les enfants ne sont exposés ni aux mêmes risques environnementaux ni aux mêmes niveaux de risque. Par ailleurs, de par leur métabolisme, les enfants sont plus sensibles à la pollution que les adultes, leur corps étant en cours de développement. Ainsi, même lorsqu'il est exposé au même risque environnemental, et ce à un degré a priori identique, le corps d'un enfant peut en être davantage affecté que celui d'un adulte. De récentes études épidémiologiques mettent en évidence la sensibilité particulière des enfants à la pollution de l'environnement (Tamburlini, 2006).

Par ailleurs, rien n'incite à penser qu'une réduction donnée d'un risque pour la santé possède nécessairement la même valeur économique lorsqu'elle concerne des enfants et lorsqu'elle concerne des adultes. On observe des variations du consentement à payer (CAP) pour réduire les risques dans la population adulte, et il est donc vraisemblable qu'il existe aussi des différences entre adultes (en général) et enfants (en général), ainsi que parmi les enfants considérés en tant que groupe. Certaines études ont certes évalué la réduction des risques pour les enfants, mais peu d'entre elles se rapportaient au contexte « environnemental ». Faute d'estimations spécifiques pour les enfants, les analyses coûts-bénéfices (ACB) des politiques

environnementales ayant des conséquences pour la santé ont été réalisées en se fondant sur une seule estimation de la valeur de la réduction des risques sanitaires obtenue, laquelle concernait la population dans son ensemble.

Si la valeur de la réduction des risques diffère (et qu'une seule valeur est appliquée en l'absence d'éléments probants démontrant que cette approche est inadaptée), il peut en résulter une mauvaise répartition des ressources et des efforts des pouvoirs publics. Cela peut se manifester, d'une part, dans les priorités environnementales. Par exemple, si la réduction des risques pour les enfants a plus de valeur que la réduction des risques pour les adultes et qu'une valeur unique est utilisée, les risques environnementaux auxquels les enfants sont particulièrement vulnérables seront « sous-réglementés » par rapport à ceux auxquels sont plus sensibles les adultes.

D'autre part, cela peut aussi se traduire en termes de priorité assignée aux préoccupations environnementales en général par rapport à d'autres objectifs de l'action gouvernementale. Si l'on suppose à nouveau que la valeur d'une réduction de risque est plus élevée pour un enfant que pour un adulte, mais qu'une seule valeur, fondée de surcroît sur un échantillon adulte, est appliquée, les bénéfices des politiques de l'environnement pour la collectivité seront sous-estimés et des ressources et efforts publics insuffisants seront consacrés à l'objectif qui consiste à réduire de façon générale les risques environnementaux pour la santé.

Ces considérations donnent à penser que davantage de travaux empiriques doivent être menés sur l'évaluation des bénéfices pour la santé des enfants. C'est pour contribuer à combler ces lacunes qu'a été entrepris un projet d'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants : le projet VERHI (évaluation des impacts sur la santé liés à l'environnement, axée plus particulièrement sur les enfants). Ce projet fait intervenir des chercheurs de premier plan spécialisés dans l'évaluation de l'environnement et de la santé, qui ont réalisé des enquêtes novatrices dans trois pays de l'OCDE (tableau 0.1).

Le Projet VERHI a pour but d'estimer la valeur de la réduction des risques de mortalité liés à l'environnement qui pèsent sur les enfants. Cet objectif a été poursuivi en deux temps. La première étape visait à dresser un état des lieux des recherches épidémiologiques et économiques disponibles concernant la santé des enfants et l'environnement. Un atelier a été organisé pour présenter les travaux récents des principaux experts de ce domaine. Une synthèse des débats et des résultats de cette réunion est proposée dans OCDE (2006).

Le principal enseignement de l'atelier est que l'évaluation de la santé des enfants se différencie par bien des aspects importants de celle de la santé des adultes, ce qui représente un vrai défi pour les chercheurs comme pour les

Tableau 0.1. **Les équipes de recherche du projet VERHI**

Organisation	Sigle	Pays	Participants	Tâches/expertise
Programme sur les indicateurs de durabilité et l'évaluation économique, Fondazione Eni Enrico Mattei *www.feem.it/Feem/default.htm*	FEEM	Italie	Anna Alberini, Aline Chiabi, Stefania Tonin, Marcella Veronesi	Mise au point et réalisation de l'enquête (analyse conjointe), analyse des données
Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia *www.uea.ac.uk/env/cserge/*	UEA	Royaume-Uni	Ian Bateman, Silvia Ferrini, Katie Bolt, Graham Loomes, Brett Day	Mise au point et réalisation de l'enquête (chaînage), analyse des données
Unité économie de l'environnement, Charles University Environment Center *http://cozp.cuni.cz/COZPENG-5.html*	CUEC	République tchèque	Milan Ščasný, Markéta Braun Kohlová, Hana Škopková, Jan Melichar	Mise au point et réalisation des enquêtes, analyse des données, transfert de bénéfices

décideurs. Un certain nombre de questions méthodologiques revêtent une grande importance pour l'estimation des bénéfices des politiques environnementales pour la santé des enfants, dont la façon de déterminer les préférences des enfants, le choix des méthodes d'évaluation et de mesure des bénéfices, l'actualisation des bénéfices ou encore l'influence de l'altruisme des parents sur les estimations obtenues.

Cette première publication a fourni le point de départ pour la deuxième étape du projet, qui a été plus empirique. En l'occurrence, la seconde phase avait pour objet d'évaluer les bénéfices d'une réduction des risques de mortalité liés à l'environnement, pour les adultes comme pour les enfants. Plusieurs méthodologies peuvent être employées pour estimer ce type de valeurs, dont les études de préférences révélées, qui examinent les comportements sur des marchés ayant un rapport quelconque avec le risque en question (études portant sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire, sur les prix hédonistes du logement, sur les comportements d'évitement, etc.), et les études de préférences déclarées, qui consistent à recueillir directement des valeurs en postulant des marchés hypothétiques pour le risque lui-même (méthodes d'évaluation contingente, d'analyse conjointe, etc.).

Un examen initial effectué dans le cadre du projet a permis de déterminer que la souplesse offerte par les méthodes de préférences déclarées convenait mieux à l'étude. Il a donc été décidé de réaliser des enquêtes de préférences déclarées dans trois pays de l'OCDE (Italie, République tchèque et Royaume-Uni). Ces enquêtes ont été conçues de manière à livrer pour les adultes et les enfants des valeurs méthodologiquement comparables, portant sur la réduction de risques similaires et se prêtant à une utilisation dans le cadre d'ACB.

Les bases théoriques des ACB définissent les bénéfices liés à une intervention spécifique des pouvoirs publics en termes d'accroissement du bien-être humain (utilité). D'un point de vue économique, pour établir la valeur d'effets sur la santé, l'approche idéale consiste à estimer le consentement à payer (CAP) pour obtenir une réduction donnée du risque ou le consentement à accepter (CAA) un accroissement donné du risque. Que la mesure soit opérée en termes de CAP ou de CAA, elle devrait idéalement intégrer les coûts directs et indirects de la maladie, tels que les frais médicaux et la perte de productivité, ainsi que des aspects intangibles comme la douleur et la souffrance. Étant donné que cette étude s'inscrit dans une optique d'évaluation des interventions publiques, la suite de ce chapitre se référera au CAP plutôt qu'au CAA[3].

Toutefois, il convient de noter que certaines ACB font appel à des valeurs du « coût de la maladie » qui constituent une mesure « *ex post* » des bénéfices sanitaires procurés par les interventions publiques et qui traduisent les coûts après qu'un événement (accident, maladie, etc.) est survenu. Les études du coût de la maladie sous-estiment souvent les bénéfices des interventions publiques, car elles ne prennent pas en compte la valeur des impacts intangibles tels que la douleur et la souffrance.

De ce fait, et bien que les deux types de mesures puissent être utilisés pour la prise de décisions, le recours aux valeurs de CAP est recommandé, notamment parce qu'elles couvrent un plus large champ. En l'absence de données sur le CAP pour des effets spécifiques sur la santé, il convient d'utiliser à la place des valeurs du coût de la maladie, qui fournissent en général une estimation basse des coûts réels d'une maladie, dans la mesure où ils n'incluent pas les dépenses de protection, le temps de loisir perdu ni la douleur ou la souffrance, pas plus que les bénéfices éventuels de l'altruisme.

L'objectif général du projet VERHI était d'améliorer l'évaluation des politiques environnementales – et notamment de celles qui affectent directement la santé des *enfants*. C'est pourquoi ses résultats comprennent des estimations du CAP pour des réductions de risques spécifiques aux enfants. Le projet était centré sur la valeur de la réduction du *risque de mortalité*, et donc sur la valeur d'une vie statistique (VVS)[4]. Toutefois, pour certaines d'entre elles au moins, les méthodes utilisées ont permis de produire des estimations du CAP pour réduire des risques de morbidité dont on peut penser qu'ils sont « environnementaux ».

En outre, des valeurs ont été obtenues pour les adultes et les enfants. Des études antérieures ont montré que la conception et la réalisation d'une enquête pouvaient affecter les valeurs obtenues, et c'est pourquoi des enquêtes similaires ont été réalisées dans les deux cas pour assurer une certaine comparabilité entre les valeurs recueillies pour les enfants et pour les

adultes. On pourra ainsi procéder à des estimations du « taux marginal de substitution » entre des réductions de risque équivalentes pour des enfants et des adultes. Ces résultats présentent pour l'action des pouvoirs publics un intérêt qui va bien au-delà de celui du montant absolu des valeurs estimées.

On peut raisonnablement supposer que les différences de CAP pour réduire les risques touchant *les adultes et les enfants* tiennent en partie aux différences d'âge. Cependant, il y a aussi d'autres explications. Au-delà des simples différences d'âge, la place particulière occupée par les enfants dans le foyer, l'importance relative de l'altruisme parental et d'autres facteurs (la perception du risque, le degré auquel l'exposition à ce risque est volontaire, la crainte qu'il inspire, etc.) peuvent déboucher sur un CAP pour les enfants différent de celui des adultes.

Le projet a aussi fait appel à plusieurs plans d'étude différents afin d'évaluer l'importance relative d'autres facteurs qui peuvent avoir des impacts notables sur les estimations du CAP pour les enfants comme pour les adultes. Il a été possible, par exemple, d'étudier les effets du contexte sur la VVS estimée, avec des valeurs relatives aux maladies respiratoires, au cancer et aux accidents. On obtient ainsi une indication de la valeur attribuée à la réduction des risques liés à une exposition « environnementale » par rapport à celle d'autres risques. Le contexte peut, bien entendu, revêtir plus ou moins d'importance pour les enfants que pour les adultes.

Ainsi, outre le fait qu'il est axé sur les enfants, une autre caractéristique essentielle du projet VERHI est qu'il vise à calculer des valeurs concernant spécifiquement les incidences sur la santé *liées à l'environnement*. Cet aspect est important, car la majorité des autres études entreprises se rapportent à d'autres contextes. Par exemple, sur les 26 études examinées par l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis dans le cadre de ses *lignes directrices pour la préparation d'analyses économiques* (EPA, 2000), 21 étaient des études portant sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire. Pour sa part, la DG Environnement de la Commission européenne utilise une VVS « pivot » qui provient du contexte des transports.

Les caractéristiques des risques pouvant être très différentes dans le contexte environnemental par rapport au contexte des transports ou à celui de l'hygiène et de la sécurité professionnelles, il peut être contre-indiqué de transférer des valeurs sans opérer des ajustements appropriés. Les risques de mortalité liés aux pressions environnementales sont généralement faibles, souvent latents et fréquemment perçus comme involontaires – autant de caractéristiques qui peuvent influer sur les estimations obtenues. Une récente méta-analyse d'études de préférences déclarées constate d'ailleurs que le contexte a un impact important sur les VVS estimées (Navrud et Lindhjem, 2010).

Pour résumer, une importante difficulté du projet a résulté de la nécessité d'obtenir des estimations de la valeur attribuée à la réduction de risques présentant les trois grandes caractéristiques suivantes :

- ils sont de nature *environnementale*,
- ils touchent les *enfants*, et
- ils comportent une probabilité non négligeable d'entraîner le *décès*.

Chacune de ces caractéristiques pose au chercheur des difficultés particulières, et leur association ne fait qu'accroître la difficulté. Ainsi, les personnes interrogées peuvent être relativement peu familiarisées avec les risques répondant à ces trois caractéristiques. En outre, le niveau de référence des risques environnementaux de mortalité des enfants est extrêmement faible (et il en va donc de même pour les réductions de risques proposées dans le cadre d'une enquête). Comme l'établissent clairement les publications spécialisées, il peut être difficile de faire appréhender de tels niveaux de probabilités par les répondants, et les valeurs obtenues peuvent se révéler relativement insensibles aux variations de la réduction des risques.

Une attention particulière a été portée à ces difficultés lors de la conception de l'étude, au travers de travaux approfondis de mise au point des enquêtes. Quatre méthodes d'évaluation spécifiques ont été combinées de différentes façons dans le cadre de deux instruments d'enquête distincts (encadré 0.1).

Compte tenu de l'analyse qui précède, on voit qu'en plus de son utilité pour l'élaboration des politiques et l'évaluation des risques, le projet VERHI apporte une importante contribution à l'amélioration des approches méthodologiques de l'évaluation de la santé des enfants. C'est peut-être là que réside son principal apport, vu le très faible nombre d'études consacrées à ce domaine jusqu'à présent. Un travail particulièrement minutieux de mise au point de l'enquête a été mené dans cette optique. Les enseignements qui s'en dégagent devraient présenter une utilité pour les chercheurs dans leur ensemble[5].

Le rapport s'articule comme suit. Le chapitre 1 propose une introduction à l'évaluation des risques environnementaux pour la santé, avec une annexe qui examine les données économiques et épidémiologiques. Le chapitre 2 résume les principaux problèmes méthodologiques que pose l'évaluation des risques pour la santé des enfants. Le chapitre 3 passe en revue les travaux approfondis consacrés à la mise au point de l'enquête. Le chapitre 4 présente une synthèse des résultats et, pour conclure, le chapitre 5 analyse les implications du projet pour l'action des pouvoirs publics.

Encadré 0.1. **Caractéristiques des enquêtes réalisées**

Dans chacun des trois pays participant au projet, les réponses d'un échantillon de parents ont été recueillies. Ceux-ci ont été interrogés sur leurs préférences en matière de risques, dans le but d'obtenir des estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS) pour eux-mêmes et pour leurs enfants. Chaque échantillon était constitué d'un millier de parents environ.

En Italie et en République tchèque a été réalisée une analyse conjointe dans laquelle on a fait varier cinq attributs différents : cause de décès ; nature de la mesure réduisant les risques (intervention des pouvoirs publics ou moyens privés) ; durée de la latence (le cas échéant) ; ampleur de la réduction des risques ; et coût de la mesure publique ou privée. Cette approche a permis une large variation des facteurs susceptibles de peser sur le CAP pour réduire les risques. En République tchèque, les répondants ont été invités au travers de questions supplémentaires à « arbitrer » des réductions de risques pour eux-mêmes et leurs enfants.

Au Royaume-Uni et en République tchèque (échantillon différent de celui de l'analyse conjointe), un questionnaire faisant appel à la méthode de chaînage a été appliqué. En l'occurrence, on a eu recours à un exercice d'évaluation contingente afin de déterminer le consentement à payer pour éviter un problème de santé non mortel. Il a été suivi d'une question de « pari standard » dans laquelle étaient proposés deux traitements possibles, dont un comportant un risque de décès. La VVS a été obtenue en combinant les deux réponses.

Notes

1. Les résultats de plusieurs de ces études sont examinés ci-après.
2. Voir EPA (2008) pour un examen des mesures récentes adoptées aux États-Unis. En Europe, le Plan d'action pour l'environnement et la santé des enfants en Europe (CEHAPE) fournit des informations sur les mesures appliquées concernant la qualité de l'air ambiant et intérieur, l'eau et l'assainissement, les risques physiques et chimiques, les accidents et les dommages corporels. *http://ec.europa.eu/health/ph_determinants/environment/Pollution/CEHAPE_en.htm*.
3. Théoriquement, le CAP et le CAA devraient être approximativement égaux. Toutefois, si la variation du risque est importante, ils peuvent différer sensiblement en raison de l'effet de revenu. Ils peuvent aussi différer si le bien en question n'est pas substituable.
4. La « valeur d'une vie statistique » (VVS) est la valeur agrégée de la réduction de risques de mortalité (habituellement modestes) pour un grand nombre de gens. Les vies spécifiques sauvées ne sont pas identifiables. On parle aussi parfois de « valeur d'un décès évité ».
5. Les rapports issus du projet sont disponibles à l'adresse *www.oecd.org/social/envhealth/verhi*.

Références

AEA Technology Environment (2005), CAFE CBA: *Baseline Analysis 2000 to 2020*, Rapport final à la DG Environnement de la Commission européenne, Bruxelles.

Navrud, S. et H. Lindhjem (2010), « Valuing Mortality Risk Reductions in Regulatory Analysis of Environmental, Health and Transport Policies: Policy Implications », document pour diffusion générale ENV/EPOC/WPNEP(2010)11/FINAL.

OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children,* Éditions OCDE, Paris.

Scapecchi P. (2007), « Use of Evaluation Tools in Policy-making and Health Implications for Children », Rapport pour le projet VERHI, Document de travail de l'OCDE, OCDE, Paris *(www.oecd.org/env/social/envhealth/verhi)*.

Tamburlini, G. (2006), « Overview of the Risk Differences Between Children and Adults », *in* OCDE, *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, Éditions OCDE, Paris.

United States Environmental Protection Agency (2000), *Guidelines for Preparing Economic Analyses,* Washington, EPA.

Chapitre 1

L'évaluation des risques environnementaux pour la santé

Les politiques de l'environnement ont une influence sur la santé humaine en réduisant les risques environnementaux qui sont une cause de mortalité prématurée ou de problèmes de santé non mortels. Les individus attachent une valeur à la réduction des risques pour la santé qui découle de ces politiques, et pour évaluer ces bénéfices, on peut recourir soit à la méthode des préférences révélées, soit à celle des préférences déclarées. Il a été constaté que, selon la nature des pressions environnementales et des impacts qu'elles ont sur la santé, les bénéfices des interventions publiques pouvaient être majoritairement sanitaires. Cependant, les études correspondantes ont été réalisées pour la plupart à partir d'échantillons d'adultes, d'où la nécessité de procéder à des estimations similaires pour les enfants.

Introduction

La politique de l'environnement a une influence sur la santé humaine en réduisant les risques environnementaux qui sont une cause de mortalité prématurée. Elle peut aussi atténuer les risques d'impacts graves non mortels qui sont de nature temporaire, ou améliorer l'état de santé de ceux qui vivent en permanence avec une maladie ou un autre problème de santé. On parle alors de bénéfices de morbidité. De fait, les bénéfices sanitaires sont souvent prépondérants parmi les avantages qui résultent de la mise en œuvre de politiques environnementales.

Un examen des études d'évaluation réalisées dans l'Union européenne (Pearce, Atkinson et Mourato, 2006) révèle que les bénéfices sanitaires représentent au moins un tiers et parfois presque 100 % des avantages procurés par la lutte contre la pollution[1]. Aux États-Unis, l'évaluation de la loi de 1970 sur la pureté de l'air (CAA) effectuée par l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA, 1997) a déterminé que les avantages de cette loi et de ses amendements (adoptés en 1977) étaient dominés par les retombées sur le plan de la santé. Celles-ci peuvent représenter jusqu'à 99 % des avantages si l'on tient compte des effets sur le QI des enfants. De même, une étude prospective (EPA, 1999) des amendements à la CAA adoptés en 1990 a conclu que les bénéfices pour la santé représentaient plus de 96 % du total des bénéfices estimés[2].

Dans leur analyse des bénéfices liés au Programme Air pur pour l'Europe (CAFE), Holland *et al.* (2005) ont abouti à des conclusions comparables. Sur la base d'une série de scénarios d'évolution possible des politiques, ils ont estimé que les bénéfices sanitaires par rapport au scénario de référence (la législation actuelle) représentaient entre 37 et 160 milliards EUR par an en 2020, contre moins de 1.0 milliard EUR pour les impacts autres que sanitaires. Il importe cependant de souligner que cette dernière catégorie d'impacts n'inclut que les dommages aux récoltes résultant de l'exposition à l'ozone et les dégâts matériels dus aux dépôts acides.

Vu l'importance relative des avantages sanitaires dans l'ensemble des bénéfices, il importe de déterminer comment garantir au mieux une évaluation correcte des risques sanitaires pour faire en sorte que les études coûts-bénéfices apportent une contribution fiable au processus d'élaboration des politiques.

Évaluation des risques sanitaires en général

Comme indiqué en introduction, il existe deux approches principales pour déterminer le CAP pour une réduction du risque de mortalité. La première, la méthode des préférences révélées, consiste à observer les comportements effectifs pour en déduire le degré auquel les individus sacrifient des revenus pour plus de sécurité ; cela comprend les études du salaire compensatoire, les études des comportements de consommation et la méthode des prix hédonistes. C'est ainsi que dans le cadre d'études du marché du travail (voir Viscusi et Aldy, 2003), les taux de salaires ont été rapportés aux risques d'accidents du travail mortels et non mortels, en postulant que les travailleurs n'accepteraient un travail plus risqué qu'en contrepartie d'un salaire plus élevé[3]. D'autres études ont fait le lien entre le prix des automobiles et les risques de décès par accident dépendant de fonctions de sécurité automobile (Atkinson et Halvorsen, 1990, Andersson, 2005), ou encore entre la valeur d'un logement et le risque de décès pour cause d'exposition à des contaminations environnementales dans le quartier où il se trouve (Gayer *et al.,* 2000). En ce qui concerne la mortalité juvénile, Jenkins *et al.* (2001) ont calculé la VVS d'enfants d'âges divers et des adultes à partir des dépenses consacrées aux casques de vélo, et Blomquist *et al.* (1996) se sont référés au temps nécessaire pour attacher les ceintures de sécurité en voiture. Davis (2004) a étudié un groupe de cas de leucémie touchant des enfants dans une localité du Nevada et les prix des logements pour déduire la valeur d'un cas statistique de leucémie chez l'enfant.

La seconde approche pour l'estimation de la VVS, la méthode des préférences déclarées, consiste à interroger des individus sur ce qu'ils feraient dans des circonstances hypothétiques données. Les études de préférences déclarées peuvent faire appel à l'évaluation contingente (EC) ou à l'analyse conjointe. Contrairement aux études de préférences révélées, elles peuvent être conçues de manière à traiter n'importe quelle population et n'importe quel risque auxquels on s'intéresse (voir Bateman *et al.*, 2002, pour un examen). En outre, puisqu'elles reposent sur des scénarios imaginés par les chercheurs, les études de préférences déclarées peuvent être définies de manière à traiter sans détours des risques latents, caractérisés par l'existence d'un décalage dans le temps entre la contamination et l'impact sur la santé. C'est pour ces raisons qu'il a été décidé de retenir la méthode des préférences déclarées dans cette étude.

Une fois estimée la valeur associée à une modification du risque de mortalité, on obtient la VVS en divisant la modification en question par cette valeur. Les impacts sociaux d'une politique peuvent ensuite être déduits d'une évaluation de la modification des risques engendrée par la modification d'une variable environnementale telle que la concentration de polluants (par

exemple, une fonction dose-effet). Cette fonction peut être utilisée pour estimer le nombre de décès prématurés, lequel est ensuite multiplié par la VVS pour obtenir une mesure globale des bénéfices sociaux liés à la mise en œuvre d'une politique. On aboutit à l'équation suivante :

$$VSL = \frac{dw}{dp} = \frac{u_a(w) - u_d(w)}{(1-p)u'_a(w) + pu'_d(w)}$$

où w est le patrimoine (qui est souvent remplacé par le revenu), p la probabilité de mourir au cours de la période actuelle, $(1 - p)$ la probabilité de survivre à la période actuelle, et u l'utilité. Les indices « a » et « d » renvoient respectivement à la survie et à la mort. Le numérateur correspond donc à la différence d'utilité entre la survie et le décès au cours de la période actuelle. Le dénominateur correspond quant à lui à l'utilité marginale du patrimoine en cas de survie ou de décès (voir Pearce *et al*., 2006, pour une analyse).

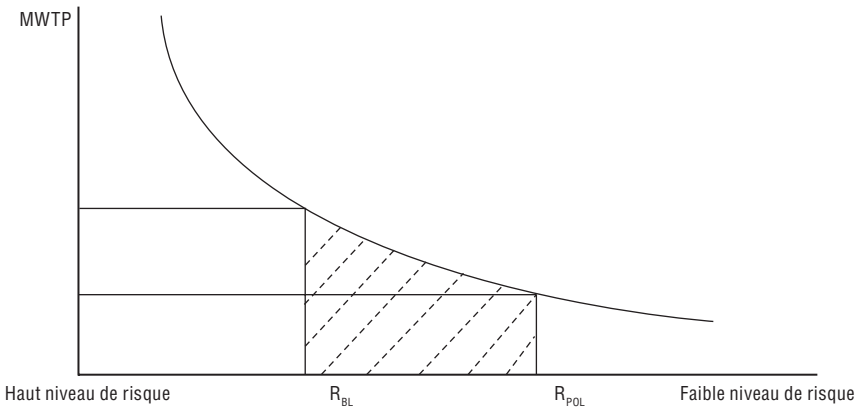
Ainsi formulée, l'équation fournit le taux marginal de substitution entre risque de décès et patrimoine. La VVS est nécessairement positive, puisque les gens assignent une valeur positive à la survie comme au patrimoine. De ce fait, le numérateur et le dénominateur sont positifs. Dans les enquêtes, les répondants se voient présenter des modifications du risque de décès (par exemple, induites par une intervention publique ou un achat privé) et sont invités à « arbitrer » cette modification du risque en indiquant leur CAP pour une intervention publique (normes plus strictes) ou un achat privé qui diminue le risque.

Le graphique 1.1 illustre cette relation entre le CAP marginal (ordonnée) et le niveau de risque (abscisse). Le niveau de risque diminue de gauche à droite. Le CAP est exprimé en termes marginaux (CAPM) car cela correspond aux données recueillies dans les études d'évaluation, où le répondant est interrogé sur son CAP pour une modification du risque. Le CAPM est supposé décroître avec le niveau de risque, de sorte qu'à de très faibles niveaux de risque, les gens ont un CAP relativement moindre pour de nouvelles réductions de risques[4].

Au graphique 1.1, le niveau de risque de référence se situe au point R_{BL} (par exemple, 10 pour 10 000). Si l'on suppose que la politique considérée ramène le risque de ce niveau de référence au point R_{POL} situé plus à droite sur l'axe des ordonnées (par exemple, 5 pour 10 000), le CAP pour cette réduction du risque est égal à la zone hachurée sous la courbe du CAP marginal entre ces deux points. Si les résultats d'une étude d'évaluation indiquent que le CAP moyen pour cette réduction de risque est de 100 USD, on obtient une VVS de 200 000 USD (c'est-à-dire [100 USD * 10 000]/[10 – 5]).

D'après les données d'observation disponibles, le CAP est affecté par plusieurs facteurs, parmi lesquels la qualité de vie au cours de la période de

Graphique 1.1. **CAP marginal pour une réduction de risque**



survie résultant de la réduction du risque ; autrement dit, le CAP pour réduire les risques est normalement être plus élevé si l'individu s'attend à être en bonne santé (abstraction faite des risques en question) et plus faible s'il craint d'être en mauvaise santé. Plusieurs autres facteurs qui affectent le CAP pour réduire le risque de mortalité sont examinés ci-après.

Latence et actualisation

Le CAP est susceptible d'être influencé par le moment auquel intervient la réduction du risque. Dans un contexte de santé environnementale, c'est le cas lorsque le risque est latent, c'est-à-dire lorsque l'exposition ne peut entraîner la mort (ou une dégradation de la santé) qu'après un certain délai. À l'inverse, les risques immédiats correspondent par exemple aux accidents de la circulation ou du travail : il s'agit alors de déterminer le CAP pour éviter des risques qui pourraient se concrétiser demain ou dans un avenir très proche, c'est-à-dire des risques aigus. Toutefois, dans le cas de la pollution de l'air, la « dose » (concentrations de polluants atmosphériques) et l'« effet » (troubles respiratoires, par exemple) peuvent être éloignés dans le temps. Autrement dit, il peut exister une certaine latence et ce décalage peut être très long, suivant les pressions environnementales en cause.

Selon la théorie économique standard, un bien reçu aujourd'hui est considéré comme de plus grande valeur qu'un bien reçu demain, et l'importance de l'écart entre satisfaction immédiate et satisfaction ultérieure est mesurée par le taux d'actualisation. L'actualisation privée reflète ces arbitrages intertemporels dans la perspective étroite de l'individu (ou de l'entreprise), tandis que le « taux d'actualisation sociale » renvoie au même type d'arbitrages effectués pour l'ensemble de la société, de sorte que le

second convient mieux pour des analyses coûts-bénéfices (ACB). Néanmoins, le taux d'actualisation sociale retenu dans une ACB devrait tenir compte des pratiques d'actualisation privée de ceux qui sont affectés par la politique analysée. En pratique, les différences éventuelles entre les taux relevés dépendront de facteurs tels que l'efficience et l'imposition des marchés financiers. Les politiques ayant des impacts intergénérationnels soulèvent des complications particulières[5].

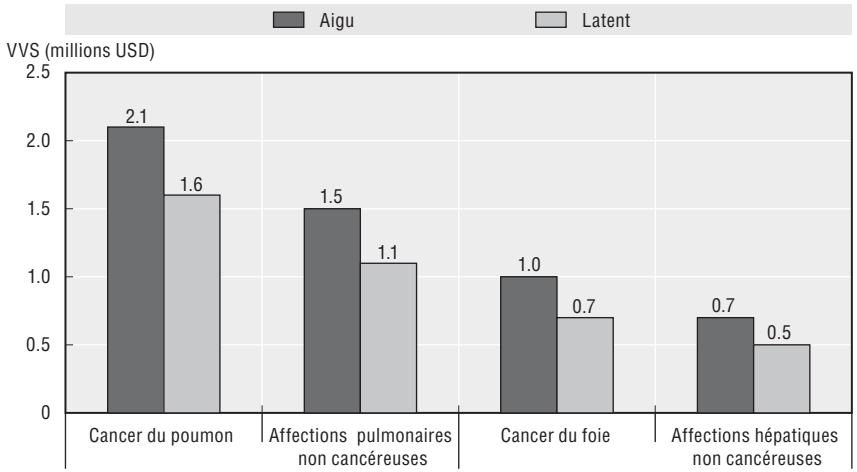
Dans la mesure où les réductions de risque sont évaluées par les individus de manière analogue à d'autres biens et services, il conviendrait aussi de procéder à une actualisation en fonction du moment où les bénéfices de telles réductions de risque se matérialisent. Dans ces conditions, on pourrait imaginer attribuer une valeur moindre aux impacts latents qu'aux impacts immédiats. Toutefois, il n'en est pas forcément ainsi dans la mesure où la latence implique : *a)* une date qui est à venir, *b)* une personne qui sera plus âgée. L'effet de *a)* est pris en compte par le taux d'actualisation. Toutefois, dans la mesure où les préférences de réduction des risques dépendent de l'utilité perçue de différentes périodes de la vie, l'effet de *b)* peut être une évaluation des impacts latents à un niveau plus élevé que les impacts immédiats.

C'est la raison pour laquelle des données empiriques seraient éminemment souhaitables. Selon une étude de Hammitt et Liu (2004) concernant Taïwan, quel que soit l'organe concerné par un risque et qu'il s'agisse d'un risque cancéreux ou non, une période de latence de 20 ans se traduit par une VVS estimée inférieure d'au moins 30 % à celle des risques aigus équivalents (voir graphique 1.2.) Les auteurs évaluent le taux d'actualisation à environ 1.5 % par an. Ce taux est cependant inférieur à ceux qui ont été avancés dans plusieurs autres études [8 % par an pour Krupnick *et al.* (2002), 4.5 % par an pour Alberini *et al.* (2006a) et pas moins de 17 % chez Itaoka *et al.,* 2007].

Âge et espérance de vie

Les premières études de la VVS ne faisaient guère ou pas du tout référence à l'âge des personnes à risque, ce qui tient peut-être au fait qu'elles étaient centrées sur les accidents de la route ou les accidents du travail, pour lesquels l'âge moyen est relativement constant. Toutefois, dans le contexte de la politique environnementale, la question de l'âge revêt une plus grande importance pour la VVS, puisque ce sont les plus âgés et (peut-être) les plus jeunes qui sont les plus vulnérables. Les implications concernant les plus âgés ont fait l'objet d'études, puisqu'on sait aujourd'hui que les politiques de lutte contre la pollution réduisent la mortalité dans cette catégorie de la population (Pope *et al.*, 1995, Krupnick *et al.*, 1999).

Graphique 1.2. **Valeur estimée par vie statistique**



Source : Hammit et Liu (2004).

Si les risques varient sans doute selon les tranches d'âge, il est moins évident que le CAP pour une même réduction de risque varie avec l'âge (Krupnick, 2007). L'influence la plus manifeste de l'âge sur le CAP pour réduire le risque tient au fait que les personnes plus âgées ont une espérance de vie moindre, de sorte que le bénéfice d'une réduction du risque à court terme est moindre. On s'attendrait donc à ce que la VVS diminue. Toutefois, si l'on suppose que les autres utilisations possibles sont moins nombreuses, le coût d'opportunité d'une dépense de réduction du risque diminue avec le temps, si bien que le CAP peut en fait augmenter avec l'âge.

Beaucoup de facteurs interviennent pour déterminer lequel de ces deux effets l'emporte, et il est généralement admis que le CAP peut suivre une courbe en U inversé, augmentant d'abord puis diminuant avec l'âge. L'une des premières études consacrées à cette question (Jones-Lee *et al.*, 1985) a déterminé que la VVS, bien que relativement plate, augmentait jusqu'à un âge moyen (environ 40 ans) et diminuait ensuite. Krupnick *et al.* (2002) ont constaté que le CAP était plat entre 40 et 69 ans, et qu'il diminuait de 70 à 74 ans. Sur la base des préférences révélées, Viscusi et Aldy (2007) ont mis en lumière une relation qui décrit une courbe en U inversé, atteignant un maximum au milieu de la quarantaine pour retomber relativement vite par la suite.

Caractéristiques du risque et contexte

La nature précise du risque peut aussi influer sur le CAP pour le réduire[6]. C'est ainsi que certains risques peuvent inspirer une « crainte » particulière,

de sorte qu'une valeur élevée est attribuée à leur réduction. La « crainte » suscitée par un risque donné peut avoir un fort impact sur le CAP, car elle va généralement de pair avec une angoisse plus importante. Le risque de cancer en est un exemple notable fréquemment évoqué dans les publications, et quelques études se sont efforcées d'estimer la « prime » dont bénéficie le cancer dans le CAP (pour un exemple récent, voir van Houtven *et al.*, 2008). D'autres types de risques dont on pense qu'ils sont « craints » comprennent certaines catégories d'accidents mortels.

Une autre caractéristique importante qui paraît affecter le CAP est la nature « volontaire », qui peut être interprétée comme la liberté de choix des personnes de courir le risque en question. Des recherches en psychologie et en économie ont montré que les gens sont davantage préoccupés par les risques perçus comme involontaires (par exemple, l'exposition à la pollution de l'air) que par ceux qu'ils perçoivent comme volontaires (par exemple, la consommation de tabac) (Fischoff *et al.*, 1978, et Slovic, 1987). En général, ils préfèrent donc les risques volontaires aux risques involontaires, ce qui donne à penser que le degré d'« exposition volontaire au risque » pourrait affecter le CAP. Une préoccupation relativement proche est celle de la « maîtrisabilité », qui traduit le degré auquel les gens pensent pouvoir prendre des mesures préventives pour réduire leur exposition au risque.

Dans leur étude auprès des habitants de la communauté urbaine de Tokyo, Tsuge *et al.* (2005) ont systématiquement examiné les caractéristiques de quatre types de risques : accidents, cancer, maladie cardiaque et risques généraux. L'étude a montré que le caractère volontaire, la maîtrisabilité, la gravité, l'exposition et l'information de la population ont chacun un impact important et positif sur le CAP pour réduire un risque donné. Elle a mis en lumière une légère préférence pour la prévention des risques de cancer. Dans l'ensemble, les répondants ont placé les mesures contre le cancer en tête de leurs préférences et accordé le degré de priorité le moins élevé aux mesures contre les accidents.

Ampleur du risque de référence et de sa réduction

La VVS est généralement calculée en ne tenant compte que du CAP pour une modification du risque et de l'ampleur de cette modification. Toutefois, le CAP peut aussi être influencé par d'autres risques. Autrement dit, un risque concurrent peut diminuer la probabilité que l'individu bénéficie de la réduction du risque visé par la politique considérée. Cet effet est vraisemblablement le plus marqué pour ceux qui sont exposés de façon générale à un risque de mortalité plus élevé. Étant donné que les risques de référence retenus pour notre étude sont généralement faibles (risques de mortalité liés à des facteurs environnementaux chez les enfants), cette dimension est sans doute de peu d'importance. En revanche, il en ira

différemment dans d'autres cas, par exemple pour les personnes âgées et/ou en mauvaise santé.

Par ailleurs, l'ampleur de la réduction du risque peut avoir sur le CAP une influence moins strictement proportionnelle que ne le suppose la théorie. Hammitt et Graham (1999) ont testé deux relations supposées : *a)* le CAP augmente avec l'ampleur de la réduction du risque, et *b)* la variation du CAP devrait être virtuellement proportionnelle à la variation du risque lorsque celui-ci est faible. Les résultats des 10 études contenant suffisamment d'informations pour vérifier la sensibilité aux variations confirment la première hypothèse, selon laquelle le CAP varie avec la réduction du risque. En revanche, on ne constate pas de proportionnalité. Dans l'ensemble, une forte minorité de répondants donnent un CAP identique quelle que soit l'ampleur de la modification du risque.

Si plusieurs arguments ont été avancés pour tenter d'expliquer l'insensibilité à l'ampleur, une explication possible, dans le contexte de la présente étude, tient à la difficulté de faire appréhender aux répondants de faibles niveaux de risques. L'insensibilité à l'ampleur peut en fait traduire des imperfections dans la conception des études plutôt que des préférences sous-jacentes. Les publications spécialisées montrent toutefois que les gens éprouvent des difficultés pour comprendre et évaluer les petits risques.

Morbidité

Comme indiqué plus haut, certains des bénéfices sanitaires les plus notables liés à l'adoption de politiques environnementales se rapportent à l'amélioration de la santé, et non à une réduction des risques de mortalité à proprement parler. Bon nombre de questions évoquées ci-avant (par exemple, le contexte, les risques de référence) sont manifestement pertinentes pour l'évaluation des risques de morbidité. Cependant, c'est peut-être la nature des caractéristiques des risques qui complique le plus l'évaluation de la morbidité, et en particulier les aspects touchant à la crainte de la douleur et de la souffrance.

Deux études permettent d'apprécier l'importance relative des coûts correspondants dans le contexte de différents effets sanitaires liés à l'environnement. La première (Stieb *et al.*, 2002) estime les bénéfices économiques de la réduction de la morbidité cardio-respiratoire aiguë liée à la pollution de l'air au Canada (voir tableau 1.1)[7]. Une étude d'évaluation contingente effectuée à Strasbourg (France) par Rozan (2005) a déterminé que la douleur et la souffrance représentaient entre 15 % et 100 % de la valeur totale des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air. Fait intéressant, le pourcentage est le plus élevé pour les enfants (et les personnes âgées).

Tableau 1.1. **CAP marginal pour une réduction de risque**

Effet sur la santé	% attribuable aux douleurs et souffrances
Hospitalisation pour troubles respiratoires	25.87
Hospitalisation pour troubles cardiaques	21.33
Consultation aux urgences pour troubles respiratoires	46.73
Consultation aux urgences pour troubles cardiaques	23.15
Jour d'activité restreinte	47.92
Jour avec symptômes d'asthme	57.14
Jour avec symptômes respiratoires aigus	7.69

Source : Stieb *et al.* (2002).

Conclusion

Toutes les questions soulevées ci-dessus soulignent la difficulté d'acquérir des estimations fiables du CAP pour réduire les risques pour la santé des enfants. Le problème est encore compliqué par le fait qu'il existe des relations complexes entre beaucoup de ces facteurs. C'est le cas, par exemple, entre le contexte et l'âge. Dans les ouvrages consacrés à la VVS, une grande partie du débat a porté sur l'influence de l'âge d'un individu dans différents contextes de risque. Il a de façon générale fallu évaluer si la VVS calculée pour les accidents (et notamment pour ceux de la circulation et du travail) s'appliquait également aux cas de pollution, sachant que les accidents ont tendance à toucher des individus en moyenne bien plus jeunes que la pollution.

En outre, il peut exister un lien entre le degré de latence et l'âge. C'est ainsi que le risque lié à la pollution de l'air peut fort bien être immédiat pour les personnes âgées puisque nous savons que celles-ci sont les plus sensibles à la pollution de l'air, autrement dit qu'elles sont exposées à des risques aigus. En revanche, le risque de mortalité prématurée immédiate sera bien moindre pour des personnes plus jeunes. Pour elles, les bénéfices d'une réduction de la pollution ne se manifesteront que lorsqu'elles seront bien plus âgées. La distinction entre l'âge et la latence est essentielle pour comprendre les déterminants de la VVS.

Enfin, il peut aussi y avoir une interaction entre la latence et les caractéristiques des risques. Si le risque latent s'accompagne d'une période de souffrance qui est « crainte », le répondant peut fort bien préférer mourir immédiatement plutôt que de payer pour une intervention qui accroîtra ses chances de survie pendant une période donnée. Les préférences en matière de réduction des risques de mortalité actuels et latents ne peuvent pas être dissociées de la qualité de vie attachée à la période de « survie », et les résultats mentionnés plus haut au sujet des « douleurs et souffrances » font ressortir cet aspect.

Évaluation des risques pour la santé des enfants

La principale difficulté de l'évaluation de la santé des enfants tient peut-être à l'impossibilité d'obtenir une expression directe de leurs préférences, puisque les enfants ne contrôlent pas les ressources requises pour opérer des arbitrages sur les marchés réels, et peuvent ne pas avoir la maturité voulue pour opérer de tels arbitrages sur des marchés hypothétiques. Puisqu'il n'est pas possible de recueillir directement des préférences des enfants, trois autres approches ont été proposées pour les déterminer indirectement. La première est définie comme la « perspective sociétale » et consiste à recueillir les préférences d'un échantillon représentatif de la population, dont tous les adultes. L'approche de « l'adulte en tant qu'enfant », dans laquelle les répondants adultes sont invités à se mettre « à la place » des enfants, est une autre possibilité. Enfin, on peut avoir recours à la « perspective parentale », qui consiste à interroger les parents sur la valeur qu'ils attribuent à la santé de leurs enfants.

Aucune de ces approches n'est idéale. La perspective sociétale peut dépendre de l'aptitude du chercheur à distinguer différents types d'altruisme, dont certains seulement doivent être pris en compte dans la mesure du CAP social afin d'éviter les doubles comptages[8]. L'approche de « l'adulte en tant qu'enfant » est très exigeante pour le répondant, qui doit se remémorer sa propre enfance et évaluer les risques courus à l'époque (ainsi que les préférences). Les chercheurs s'accordent généralement à penser que la perspective parentale paraît constituer l'approche la plus prometteuse (Viscusi *et al.*, 1987). Même si les difficultés liées à la prise en compte appropriée de l'altruisme des gens figurent aussi vraisemblablement parmi les difficultés majeures de cette approche, elle présente l'avantage d'interroger les personnes qui ont à cœur de favoriser les intérêts de l'enfant et qui sont accoutumées à prendre des décisions en son nom (voir Dockins *et al.*, 2002).

L'évaluation de la santé des enfants ne s'inscrit pas dans le contexte individuel classique (où il est demandé à un individu de déclarer un CAP pour réduire des risques auxquels il est lui-même exposé), mais plutôt dans le cadre (collectif) d'un ménage, où un individu est invité à évaluer une réduction des risques pour un autre membre de son foyer. Le choix du modèle de répartition interne au sein du ménage et les caractéristiques propres au ménage peuvent donc avoir une incidence sur les estimations du CAP.

Deux types de modèles de répartition au sein du ménage peuvent être utilisés : un modèle unitaire dans lequel le ménage est considéré comme une unité et où les ressources financières sont mises en commun, ou bien un modèle collectif dans lequel les fonctions d'utilité individuelles de ses membres (du moins celles des adultes) sont agrégées pour aboutir à une décision collective prenant en considération les différences entre les

préférences de chacun d'entre eux. L'enfant est généralement présumé jouer un rôle passif dans le processus familial de décision. Mais qu'en est-il lorsqu'il devient adolescent et se trouve mieux à même d'exprimer ses préférences ? Que se passe-t-il lorsque deux parents ont des préférences différentes concernant leurs enfants ? D'autres approches qui pourraient être mieux adaptées à ces cas particuliers devraient également être envisagées et examinées. Pour plus de détails sur les différents modèles de répartition au sein des ménages, voir Dickie et Gerking (2005).

Quel que soit le modèle retenu, des facteurs liés au ménage peuvent affecter la valeur estimée de la réduction des risques pour les enfants. À titre d'exemple, la structure de la famille et sa composition ont des répercussions sur la répartition des ressources et sur les résultats observés sur le plan de la santé (Dickie et Ulery, 2002). Certaines études ont mis en évidence des différences entre les enfants selon leur état de santé, leur sexe ou leur âge (Pitt et Rosenzweig, 1990, Hanushek, 1992, Liu *et al.*, 2000). Enfin, l'altruisme des parents à l'égard de leurs enfants peut exercer une grande influence sur les estimations et être à l'origine d'écarts entre les valeurs obtenues pour les adultes et celles enregistrées pour les enfants (Dickie et Ulery, 2001). Ces résultats laissent à penser que l'utilisation d'une valeur unique pour tous les enfants aboutirait à des estimations non fiables concernant leur santé.

Par ailleurs, plusieurs facteurs relatifs au risque qui sont importants pour l'évaluation en général (contexte et caractéristiques du risque, âge, latence, ampleur du risque de référence et de sa réduction, etc.) ont une portée particulière dans le cadre de l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants. C'est ainsi que la relation non linéaire entre l'âge et le CAP pour réduire le risque a manifestement des conséquences importantes dans le cas des enfants. Il ne serait cependant pas approprié d'extrapoler cette relation au stade de l'enfance, dans la mesure où les études ne concernaient que des échantillons d'adultes. Les facteurs qui déterminent la relation âge-CAP peuvent être très différents dans l'enfance et dans la population adulte.

En outre, la latence peut avoir des implications différentes pour les risques courus par les enfants et les adultes. D'une part, certains faits indiquent que les parents actualisent les impacts latents différemment pour eux-mêmes et pour leurs enfants. D'autre part, le problème de la latence a des implications particulières quand l'exposition a lieu pendant l'enfance mais que les impacts sur la santé ne se manifestent que bien plus tard, lorsque l'intéressé est adulte. Si les préférences en matière de risques diffèrent entre enfants et adultes, les différences ont-elles trait principalement à l'exposition ou à son effet ? Dans ces conditions, les impacts latents qui ne se manifestent que dix ans ou plus après l'exposition entraînent des complications particulières pour le chercheur (et le responsable de l'élaboration des politiques).

Le « caractère volontaire » d'un risque donné peut aussi avoir un sens très différent pour un enfant de 6 ans et un adulte. Ainsi, les répondants à une enquête percevront peut-être les risques liés à la circulation comme volontaires pour les adultes, mais comme involontaires pour les enfants, dans la mesure où les choix de ceux-ci, par exemple pour se rendre à l'école, sont plus limités.

De même, un risque perçu comme « maîtrisable » par un adulte peut être considéré comme non maîtrisable pour des enfants. Même dans le cas où une dépense de protection est consentie pour réduire le risque, le parent concerné peut avoir le sentiment de ne maîtriser que de façon imparfaite la protection de son enfant contre un risque donné. La limitation des risques de cancer de la peau provoqué par les rayons UV par application de crèmes solaires est sans doute un exemple d'une telle situation. Un autre pourrait être l'achat d'un casque de vélo ou de moto.

Enfin, la question de la crainte peut être comprise très différemment pour les enfants et les adultes. Il est tout à fait possible qu'un risque similaire (en termes de contexte) ne suscite pas du tout les mêmes craintes lorsqu'il touche des enfants que lorsqu'il affecte des adultes. C'est ainsi que les pertes de bien-être qui sont attribuables à la douleur et à la souffrance associées à certains types de risques peuvent être perçues différemment pour les enfants et les adultes.

Examen des études épidémiologiques et économiques antérieures

Compte tenu de ces difficultés, il n'est guère surprenant que les données épidémiologiques et économiques sur la santé environnementale des enfants soient limitées. Le manque d'informations portant spécifiquement sur les enfants exclut une évaluation des effets qu'ont sur leur santé les politiques en vigueur en matière de santé environnementale. De nouvelles études sont nécessaires, notamment sur des effets sanitaires spécifiques comparables à ceux étudiés pour les adultes, tels que la morbidité asthmatique. La priorité devrait donc revenir à la collecte et à l'évaluation de données épidémiologiques afin de produire des études d'évaluation fournissant des indications utiles aux pouvoirs publics. Il ne suffit toutefois pas de disposer de meilleures données épidémiologiques de ce type. Si on ignore les différences d'évaluation entre adultes et enfants, on risque d'aboutir à des estimations faussées des bénéfices sanitaires qui découlent d'une réduction des risques environnementaux, et donc à la mise en œuvre de politiques inefficientes et stériles.

Certains des principaux impacts sanitaires de la pollution de l'eau et de l'air sont énumérés aux tableaux 1.2 et 1.3. Ce recensement repose toutefois sur des études épidémiologiques générales de populations adultes. Un document préparé par Hunt et Arigoni Ortiz (2006a) pour le présent projet examine les données épidémiologiques sur les liens entre expositions

environnementales et impacts négatifs sur la santé des enfants[9]. Il souligne la place centrale occupée par la pollution de l'air (particules, NO_2, CO) dans les recherches épidémiologiques. Il existe toutefois d'autres études se rapportant à des pressions environnementales différentes (par exemple, les pesticides) qui mettent en lumière des impacts négatifs pour la santé. Les effets de l'exposition au plomb et à d'autres métaux lourds sur les capacités cognitives ont fait l'objet de nombreuses études.

En général, les données provenant des études de mortalité sont limitées par rapport à celles tirées des études de morbidité. Par exemple, presque toutes les études effectuées dans les pays européens ont porté sur la morbidité et non sur la mortalité. Les données disponibles incitent néanmoins à conclure que les enfants sont sensibles à l'exposition aux pollutions environnementales, les plus importants effets sur la santé étant la mortalité et les symptômes respiratoires induits par la pollution de l'air, et peut-être les cancers liés à l'utilisation de pesticides (voir l'annexe pour un résumé de certaines des études les plus importantes).

Les écarts entre les estimations des bénéfices liés à l'adoption de politiques environnementales résultent non seulement des différences entre les risques auxquels sont exposées des populations différentes (par exemple,

Tableau 1.2. **Effets sur la santé de certaines pollutions de l'eau**

	Maladie/Polluant	Effets sur la santé
Bactéries	Dysenterie amibienne	Douleurs abdominales, diarrhées, dysenterie.
	Campylobactériose	Diarrhée aiguë.
	Choléra	Diarrhée soudaine, vomissements. Peut être mortel en l'absence de traitement.
	Cryptosporidiose	Crampes stomacales, nausées, déshydratation, migraines. Peut être fatale pour des populations vulnérables.
Substances chimiques	Plomb	Nuit au développement du système nerveux chez les enfants ; impact défavorable sur l'âge gestationnel et le poids intra-utérin ; tension artérielle.
	Arsenic	Cancérogène (cancers cutanés et internes).
	Nitrates et nitrites	Méthémoglobinémie (syndrome du bébé bleu).
	Mercure	Chez les fœtus, les nourrissons et les enfants, le principal effet sur la santé du mercure (sous la forme de méthylmercure) est de faire obstacle au développement neurologique. À doses élevées, on sait aussi que le mercure augmente l'incidence des lésions rénales dont certaines sont irréversibles.
	Polluants organiques persistants	Ces produits chimiques peuvent s'accumuler dans le poisson et nuire gravement à la santé humaine. L'emploi à grande échelle de pesticides peut contaminer les eaux souterraines et, par voie de conséquence, l'eau de boisson.

Source : AEE et OMS/Europe (2002).

Tableau 1.3. **Effets sur la santé de certains polluants atmosphériques**

Polluant	Effets à court terme	Effets à long terme
Particules	– Augmentation de la mortalité – Augmentation des hospitalisations – Aggravation des symptômes et augmentation du recours aux traitements de l'asthme – Effets cardio-vasculaires – Réactions inflammatoires pulmonaires	– Augmentation des symptômes affectant les voies respiratoires inférieures – Réduction de la fonction pulmonaire chez l'enfant et l'adulte – Augmentation des maladies pulmonaires obstructives chroniques – Augmentation de la mortalité cardio-pulmonaire et des cancers du poumon – Effets sur les diabétiques – Augmentation du risque d'infarctus du myocarde – Dysfonctionnements endothéliaux et vasculaires – Développement de l'athérosclérose
O_3	– Augmentation de la mortalité – Augmentation des hospitalisations – Effets sur la fonction pulmonaire – Réactions inflammatoires pulmonaires – Symptômes respiratoires – Effets sur le système cardio-vasculaire	– Réduction de la fonction pulmonaire – Développement de l'athérosclérose – Développement de l'asthme – Diminution de l'espérance de vie
NO_2	– Effets sur la structure et la fonction pulmonaires (asthme) – Augmentation des réactions inflammatoires allergiques – Augmentation des hospitalisations – Augmentation de la mortalité	– Réduction de la fonction pulmonaire – Probabilité accrue de symptômes respiratoires – Effets sur la reproduction

Source : D'après OMS (2004b ; 2006).

les adultes et les enfants), mais aussi des différences entre les valeurs que la société attribue à des réductions de risques pour différentes populations. Si relativement peu d'études ont cherché à estimer les bénéfices de la réduction des risques pour la santé des enfants qui sont explicitement liés à des expositions environnementales, il existe de nombreuses études qui ont estimé le CAP pour réduire les risques pour la santé des enfants et des adultes liés à d'autres causes.

Bien que les résultats soient variables, la plupart des études ont conclu que le CAP pour réduire les risques de mortalité chez les enfants était plus élevé que le CAP pour réduire des risques similaires chez les adultes. Le tableau 1.4 présente un résumé de certaines études récentes qui ont donné lieu à l'estimation de valeurs (de mortalité et de morbidité) pour les adultes et les enfants, et l'annexe examine plus en détail ces études et d'autres travaux pertinents.

Objectifs du projet VERHI

Pour s'attaquer aux risques environnementaux pesant sur la santé des enfants, les responsables de l'élaboration des politiques ont été contraints de prendre des décisions et de définir des priorités sur la base de données et d'informations très limitées. Cela amène à s'interroger sur le caractère approprié des politiques actuellement en place qui ont de fortes implications pour la santé des enfants.

Les normes environnementales sont généralement fondées sur des données relatives aux impacts sur la population adulte, lesquels peuvent être assez différents de ceux exercés sur les enfants. Une évaluation appropriée des impacts sur les enfants pourrait fort bien conduire à des normes autres que celles qui sont actuellement en place. De même, les différentes facettes de la santé environnementale se voient attribuer par les pouvoirs publics un degré de priorité sur la base de valeurs qui concernent les populations adultes, et qui peuvent ne pas être appropriées pour les enfants. Dans ces conditions, le rapport coût-efficacité des investissements publics dans la prévention de la mortalité et de la morbidité laisse à désirer. Il est donc important de dégager des valeurs portant sur la réduction des risques sanitaires liés à l'environnement qui concernent spécifiquement les enfants. En outre, il importe que ces valeurs soient comparables à celles obtenues pour les populations adultes, afin de permettre une définition optimale des priorités de l'action des pouvoirs publics.

Le reste de ce document décrit comment on s'est efforcé de répondre à ces besoins dans le contexte du projet VERHI. Le chapitre suivant examine quelques-unes des principales questions méthodologiques soulevées par le traitement des impacts environnementaux sur la santé des enfants. Le chapitre 3 résume le travail de mise au point des enquêtes effectué pour garantir que celles-ci produisent des estimations crédibles. Le chapitre 4 présente une synthèse des principaux résultats du projet. Le document se termine par une analyse des conséquences pour l'action des pouvoirs publics.

Tableau 1.4. **Estimations de la VVS et du CAP pour enfants et adultes**

Étude	Pays	Méthode d'évaluation	Mesure des bénéfices	Valeur
Mortalité				
Takeuchi *et al.* (2008)	Japon	Évaluation contingente	CAP sociétal pour réduire les risques de décès	VVS (en milliards JPY)
				1.17 à 7.74 (enfant)
Mount *et al.* (2000)	États-Unis	Comportement de prévention – achats pour la sécurité automobile	CAP parental pour réduire les risques de décès	VVS (en millions USD)
				7.3 (enfant)
				7.2 (adulte)
				5.2 (personne âgée)
Jenkins *et al.* (2001)	États-Unis	Comportement de prévention – casques de vélo pour enfants	CAP parental pour réduire les risques de décès de leurs enfants	VVS (en millions USD)
				2.9 (enfant 5-9 ans)
				2.8 (enfant 10-14 ans)
				4.3 (adulte)
Hammitt et Haninger (2010)	États-Unis	Évaluation contingente	CAP parental pour réduire les risques de maladie mortelle découlant de la consommation d'aliments contenant des résidus de pesticides	VVS (en millions USD)
				12.4 (enfant)
				7.5 (adulte)
Morbidité				
Liu *et al.* (2000)	Taïwan	Évaluation contingente	CAP de la mère pour prévenir un rhume, pour elle-même et son enfant	57 USD (enfant)
				37 USD (mère)
Agee et Crocker (2001)	États-Unis	Évaluation contingente	CAP pour améliorer de 10 % l'état de santé de l'enfant et du répondant	452 USD (enfant)
				249 USD (adulte)
Dickie et Ulery (2001)	États-Unis	Évaluation contingente	CAP pour éviter un symptôme d'une durée de sept jours	150 à 350 USD (enfant)
				100 à 165 USD (adulte)
			CAP pour éviter un épisode de bronchite aiguë d'une durée d'une semaine	400 USD (enfant)
				200 USD (adulte)
Dickie et Brent (2002)	États-Unis	Évaluation contingente	CAP pour éviter de présenter les premiers symptômes d'une maladie pendant une journée	92 USD (enfant)
				35 USD (adulte)
Braun Kohlová et Ščasný (2006)	République tchèque	Évaluation contingente	CAP pour réduire une bronchite banale	38 EUR (enfant)
				21 EUR (adulte)
Dickie et Gerking (2001)	États-Unis	Évaluation contingente	CAP pour réduire de 1 % le risque d'apparition d'un cancer de la peau autre qu'un mélanome	3.18 USD (enfant)
				1.29 USD (adulte)

Notes

1. Les études suivantes ont notamment été prises en compte dans l'examen : Holland et Krewitt (1997) ; Holland *et al.* (1999) ; Krewitt *et al.* (1999) ; IVM, NILU et IIASA (1998) ; Olsthoorn *et al.* (1999).
2. Il importe de relever qu'aucune des deux études ne comportait d'estimations en valeur monétaire des bénéfices de certains effets sanitaires (par exemple, en relation avec les polluants toxiques) et non sanitaires (atteintes aux écosystèmes).
3. Voir Schnier *et al.* (2009) pour une approche sensiblement différente, qui se réfère à la décision du capitaine d'un bateau de pêche commerciale d'aller pécher le crabe rouge en Alaska, en fonction de variables météorologiques et politiques visant à favoriser la sécurité. Ces auteurs obtiennent des VVS de 4.6 à 4.9 millions USD et tentent de distinguer la valeur de la vie des hommes d'équipage de celle du capitaine du navire.
4. Cet aspect sera examiné plus loin.
5. Un exemple en est la politique climatique, voir Arrow *et al.* (1996) pour une analyse.
6. L'EPA (2000) répertorie les paires de caractéristiques suivantes : volontaire/involontaire, maîtrisable/non maîtrisable, ordinaire/catastrophique, différé/immédiat, naturel/anthropique, ancien/nouveau, nécessaire/inutile et occasionnel/permanent. Une forte corrélation peut se manifester entre certaines des paires citées. Nous nous préoccuperons des trois premières dans la présente sous-section. La quatrième a été examinée plus haut à propos de la latence. Certains aspects intéressant la dernière paire seront examinés plus loin.
7. Pour estimer la valeur de la douleur et de la souffrance, les chercheurs ont établi un relevé des symptômes et restrictions de l'activité liés à différents effets sanitaires identifiés dans des études épidémiologiques et cliniques.
8. Voir Takeuchi *et al.* (2008) pour un exemple récent d'étude dans laquelle un effort est fait pour différencier deux types d'altruisme dans le contexte de la mortalité juvénile à l'aide d'une perspective sociétale.
9. *www.oecd. org/dataoecd/l6/2l/39338429.pdf.*

ANNEXE 1.A1

Examen des données épidémiologiques et économiques

Comme indiqué plus haut, la présente étude se justifie en partie par le fait que les risques environnementaux pour la santé des enfants sont élevés et distincts de ceux des adultes. Il est donc important d'étudier les données épidémiologiques sur l'importance relative de ces risques. Par ailleurs, pour obtenir des mesures solides de la valeur des inquiétudes pour la santé des enfants à l'aide de la méthode des préférences déclarées, il faut recourir à des scénarios de risques qui parlent aux personnes interrogées. Dans la mesure où l'évaluation des effets sur la santé dépend de la quantification du risque, il est nécessaire de connaître ceux pour lesquels on dispose de données épidémiologiques solides[1].

La présente annexe, qui s'inspire largement des rapports de Hunt et Arigoni Ortiz (2006a et 2006b), examine la relation entre la santé des enfants et l'environnement, en résumant les caractéristiques des principaux effets sanitaires associés à l'exposition environnementale des enfants. Elle passe aussi en revue les études économiques entreprises qui ont un lien (parfois indirect) avec l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants. Des études de morbidité et de mortalité sont examinées.

Examen des études épidémiologiques

Études de mortalité

Les études épidémiologiques consacrées au lien entre la mortalité juvénile et les risques environnementaux sont rares et font, pour certaines d'entre elles au moins, état d'une relation causale en ce qui concerne la pollution atmosphérique. Certaines études font le lien entre différents facteurs de risques environnementaux et des maladies chroniques comme le cancer, mais elles sont présentées dans la prochaine section, qui traite de la morbidité.

Plusieurs études épidémiologiques fondées sur l'analyse de données chronologiques ont mis en évidence une relation causale entre l'exposition à des polluants atmosphériques particuliers et la mortalité des enfants. Ainsi, Currie et Neidell (2005) ont constaté que le monoxyde de carbone (CO) avait un effet important sur la mortalité infantile en Californie (États-Unis). À Sao Paulo (Brésil), Conceição *et al.* (2001) ont observé l'existence d'un lien significatif entre la mortalité respiratoire chez les enfants et les concentrations journalières de CO, de dioxyde de soufre (SO_2) et de particules (PM_{10}). De même, Lin *et al.* (2004) ont constaté qu'à Sao Paulo (Brésil), l'exposition aux PM_{10} et au SO_2 était systématiquement associée à une hausse de la mortalité néonatale journalière survenant dans un court délai. Ces résultats ont confirmé ceux d'études précédentes sur des sujets semblables menées aux États-Unis (Chay et Greenstone, 1999) et au Brésil (Saldiva *et al.* 1994).

Woodruff *et al.* (1997) ont évalué la relation entre la mortalité infantile et les PM_{10} aux États-Unis en analysant une cohorte d'environ 4 millions de nourrissons entre 1989 et 1991. L'étude portait sur quatre causes de mortalité infantile : syndrome de mort subite du nourrisson avec poids normal à la naissance ; mort par détresse respiratoire de nourrissons ayant eu un poids normal et un poids inférieur à la normale à la naissance ; et mortalité toutes causes confondues. Le rapport des cotes[2] pour la mortalité toutes causes confondues pour le groupe à forte exposition par rapport au groupe à faible exposition était de 1.10 ; il se montait à 1.26 dans le cas du syndrome de mort subite du nourrisson ; et il était de 1.40 pour les décès par détresse respiratoire chez les nourrissons ayant eu un poids normal à la naissance, alors que pour ceux qui avaient eu un poids inférieur à la normale à la naissance, il n'y avait pas de lien significatif entre exposition élevée et mortalité respiratoire. L'étude a conclu que l'exposition aux PM_{10} était associée à un risque plus élevé de mortalité post-néonatale.

Études de morbidité

De nombreuses études épidémiologiques ont été consacrées à l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé des enfants. Par exemple, Gauderman *et al.* (2005 ; 2007) et McConnell *et al.* (2006) ont conclu que la proximité de grands axes routiers augmentait la prévalence de l'asthme et de la respiration sifflante chez les enfants vivant en Californie du Sud (États-Unis). Gauderman *et al.* (2007) ont montré que la pollution atmosphérique locale avait des effets néfastes et indépendants sur la fonction pulmonaire, qui présente ensuite des déficiences notables lorsque l'enfant a 18 ans. Chauhan *et al.* (2003) ont constaté un lien positif entre une forte exposition au NO_2 et le degré d'aggravation de l'asthme chez les enfants de 8 à 11 ans au Royaume-Uni.

En revanche, Pénard-Morand *et al.* (2005) n'ont pas trouvé de relation positive systématique entre le NO_2 et l'asthme. La même étude a découvert qu'une augmentation de l'exposition aux PM_{10}, au SO_2 et à l'ozone était positivement corrélée à une hausse de la prévalence de l'asthme et des rhinites allergiques. Plus récemment, Brauer *et al.* (2007), travaillant sur les données d'une cohorte de naissance d'enfants néerlandais de 0 à 4 ans, ont mis en évidence un lien significatif et positif entre la pollution atmosphérique d'origine automobile et l'asthme, la respiration sifflante et plusieurs types d'infections respiratoires (comme les infections oto-rhino-laryngologiques, la grippe et les rhumes sévères). Un certain nombre d'autres études concluent à un lien entre maladies respiratoires et pollution atmosphérique, dont Segala *et al.* (2008), Hertz-Picciotto *et al.* (2007), Dales *et al.* (2006), Triche *et al.* (2006), Pierse *et al.* (2006) et Zhang *et al.* (2002). Plusieurs études de cas montrent aussi que l'exposition à la pollution atmosphérique est liée à un poids inférieur à la normale à la naissance (voir, par exemple, Bobak et Leon, 1999 ; Dugandzic *et al.* 2006 ; Bell *et al.* 2007) et à un retard de développement à 3 ans (Perera *et al.* 2006).

Bien que la majorité des études porte sur la pollution atmosphérique extérieure (notamment d'origine automobile), certains travaux prennent en considération d'autres risques environnementaux, dans les pays de l'OCDE et ailleurs. Ainsi, les liens entre la pollution de l'air intérieur (notamment le tabagisme passif) et la morbidité des enfants suscitent un intérêt grandissant. Tanaka *et al.* (2007) ont étudié la relation entre le tabagisme passif à la maison et la prévalence de troubles allergiques chez des élèves japonais ; ils ont estimé à 1.33 le risque relatif[3] d'incidence d'asthme chez les enfants de 6 à 18 ans. Lewis *et al.* (2005) et Crain *et al.* (2002) ont aussi trouvé un lien significatif entre le tabagisme passif et l'asthme des enfants, respectivement au Royaume-Uni et aux États-Unis. À New York (États-Unis), Rauh *et al.* (2004) ont mis en évidence l'impact négatif d'une exposition précoce à la fumée de tabac sur le développement mental à l'âge de 2 ans à partir des données d'une cohorte de naissance. Yolton *et al.* (2005) ont obtenu des résultats semblables montrant une relation inverse entre le tabagisme passif et les capacités cognitives et scolaires chez des élèves américains de 6 à 16 ans, même à de faibles niveaux d'exposition.

Les chercheurs se sont aussi penchés sur le plomb et d'autres métaux lourds. Ainsi, en travaillant avec des données de cohortes de naissance aux États-Unis, au Mexique, en Australie et dans l'ancienne Yougoslavie, Lanphear *et al.* (2005) ont trouvé que l'exposition au plomb était liée à une baisse des performances cognitives des enfants. Par ailleurs, le mercure – en particulier le méthylmercure – est régulièrement associé à des effets dommageables sur les performances cognitives (Axelrad *et al.*, 2007) et les fonctions du cerveau (Grandjean *et al.*, 1997). L'exposition à l'arsenic peut avoir des effets similaires sur les enfants, comme le laissent entendre Rosado *et al.* (2007), Wang *et al.* (2007) et Wasserman *et al.* (2007).

De nombreuses études récentes ont été consacrées aux produits chimiques et aux pesticides. Ainsi, Gouviea-Vigeant *et al.* (2003) ont étudié le lien entre l'exposition à certains produits chimiques (solvants, pesticides et produits pétrochimiques) et les cancers de l'enfance aux États-Unis. Ils ont montré que cette exposition pouvait augmenter la probabilité d'occurrence de leucémies et d'autres cancers de l'enfance (notamment les cancers du cerveau et du système nerveux central), mais ils n'ont pas pu trouver d'éléments concrets permettant de rattacher l'occurrence de cancers à l'exposition à des substances chimiques particulières. De fait, les mélanges ou les groupes de substances chimiques (comme les pesticides, les hydrocarbures et les solvants) risquent davantage d'affecter la santé des enfants. Les auteurs montrent aussi dans leur analyse qu'une exposition précoce augmente de façon significative la probabilité d'être atteint d'un cancer.

Zahm et Ward (1998) ont examiné les études épidémiologiques analysant les liens entre l'exposition aux pesticides (des adultes et des enfants) et plusieurs types de cancers (leucémie, lymphome, sarcome, etc.). Ils ont constaté que l'exposition des enfants aux pesticides augmentait les risques de cancers, ce qui semble indiquer que les enfants peuvent être particulièrement sensibles aux effets cancérogènes des pesticides. Rudant *et al.* (2007) ont aussi trouvé un lien significativement positif entre l'emploi de pesticides domestiques (au sein du foyer) et les maladies du sang des enfants en France. Ménégaux *et al.* (2006) ont obtenu des résultats semblables en étudiant l'impact de l'exposition aux pesticides sur les leucémies de l'enfance en France.

Rares sont les études ayant analysé les effets de la pollution de l'eau sur la santé des enfants. Schwartz *et al.* (1997) ont étudié le lien entre la turbidité de l'eau potable et les maladies gastro-intestinales aux États-Unis. Ils ont conclu qu'une augmentation de la turbidité de l'eau se traduisait systématiquement par une hausse du nombre de consultations aux urgences et d'hospitalisations pour cause de maladie gastro-intestinale. Autre exemple, Xiong *et al.* (2007) ont examiné l'impact de la présence de fluorure dans l'eau potable sur les fonctions hépatiques et rénales des enfants chinois. Ils ont établi que des concentrations de fluorure supérieures à 2 mg/l dans l'eau potable pouvaient nuire gravement à ces fonctions. Enfin, comme indiqué plus haut, on a constaté que la présence de quantités élevées d'arsenic dans l'eau potable était liée à une baisse des performances cognitives en Chine (Wang *et al.*, 2007) et au Bangladesh (Wassermann *et al.*, 2007).

Analyse

L'examen des études épidémiologiques montre que les travaux de recherche privilégient la pollution atmosphérique, que ce soit parce qu'elle figure en bonne place parmi les priorités politiques ou en raison de la disponibilité de données. Les études de mortalité livrent moins d'observations

utiles que les études de morbidité. Dans les études menées dans les pays européens, l'accent a été mis sur la morbidité plutôt que sur la mortalité. Néanmoins, les résultats indiquent que les enfants sont sensibles à l'exposition à la pollution environnementale, et que les effets les plus importants sur la santé sont la mortalité et les symptômes respiratoires dus à la pollution atmosphérique ainsi, peut-être, que les cancers liés à l'usage de pesticides.

Bien que les travaux publiés semblent indiquer qu'il existe une relation causale entre l'exposition à la pollution atmosphérique et la mortalité ou la morbidité des enfants, il faut garder à l'esprit l'existence d'interdépendances complexes entre les variables lorsqu'on interprète les résultats d'au moins certaines études de mortalité. Qui plus est, de nouveaux « facteurs de confusion » continuent d'être mis en évidence. Ainsi, Braga *et al.* (2000) ont étudié les risques de confusion liés à l'effet potentiel des épidémies de maladies respiratoires sur les chiffres des décès imputables à la pollution atmosphérique. Ils ont fait valoir que l'élimination des effets des épidémies de grippe pouvait aboutir à sous-estimer toutes les épidémies de maladies respiratoires, tout en concluant que le lien entre pollution atmosphérique et mortalité respiratoire restait solide, même une fois neutralisés les effets de tous les types d'épidémies de maladies respiratoires.

Un autre facteur de confusion tient aux possibilités de synergie entre la pollution environnementale et d'autres polluants ou des comportements individuels (comme le tabagisme). Des effets de synergie surviennent lorsque le dommage causé par l'association de plusieurs polluants est supérieur à la somme des dommages provoqués par chacun isolément. Par exemple, Lin *et al.* (2004) ont montré que les effets combinés des PM_{10} et du SO_2 sur la mortalité néonatale journalière étaient supérieurs à la somme des effets des deux polluants agissant seuls, ce qui semble indiquer une possible synergie entre les deux. Ils ont aussi constaté que les polluants primaires étaient fortement corrélés entre eux, et que les PM_{10} présentaient les plus fortes corrélations avec d'autres polluants. Malheureusement, l'étude ne présente pas de données concernant spécifiquement les enfants.

Enfin, il est à noter que nous n'avons évoqué ici que des études confirmant de façon empirique l'existence d'une relation entre exposition à la pollution environnementale et effets négatifs sur la santé des enfants. Il faut souligner que d'autres études menées sur des sujets semblables n'ont pas mis en évidence de relation significative. Ainsi, Lewis *et al.* (2005) n'ont pas trouvé d'éléments prouvant l'existence d'un lien entre le fait d'habiter près d'un grand axe routier et la respiration sifflante et l'asthme. Dans le même ordre d'idées, Gouveia et Fletcher (2000) n'ont pas établi de lien de causalité entre l'exposition aux polluants atmosphériques et la mortalité chez les enfants de moins de 5 ans (RR = 0.921 pour le NO_2 et la mortalité respiratoire, et RR = 1.141 pour le CO et la pneumonie).

Examen des études d'évaluation

Les études économiques qui présentent des estimations du CAP pour réduire les risques environnementaux liés à l'exposition des enfants étant relativement rares, nous consacrons deux sous-sections à l'analyse des études du coût de la maladie et du CAP. Comme dans la section précédente, nous examinons des études de morbidité et des études de mortalité. Enfin, les études qui estiment le CAP pour les enfants et les adultes font l'objet de la dernière sous-section.

Études du coût de la maladie

La mesure du coût de la maladie pour les enfants est particulièrement épineuse. La valeur de la composante « perte de productivité » du coût de la maladie pour un enfant est notamment très incertaine. Selon la nature de l'impact sur la santé, elle peut renvoyer à une perte de gains futurs (quand l'enfant sera devenu un adulte) ou à une perte de productivité des parents (lorsque les parents restent à la maison pour s'occuper de leurs enfants malades, c'est-à-dire lorsque ce sont eux qui se chargent de les soigner). En principe, cette perte de productivité pourrait donc entraîner un coût de la maladie pour les enfants inférieur (ou égal) au coût de la maladie équivalent pour les adultes.

Pour estimer les bénéfices sociaux d'une réduction des risques par l'agrégation des coûts de la maladie, on s'appuie habituellement sur un modèle de fraction attribuable à l'environnement (FAE), dans lequel la FAE est définie comme « le pourcentage d'une catégorie particulière de maladie qui serait éliminé si les facteurs de risque lié à l'environnement étaient réduits à leur niveau le plus bas possible » (Smith *et al.*, 1999). La FAE est donc une valeur composite calculée comme l'incidence d'un facteur de risque multipliée par le risque relatif lié à ce facteur de risque (Landrigan *et al.*, 2002). Selon cette méthode, on calcule les coûts sociaux de la façon suivante :

Coûts = taux de maladie × FAE × taille de la population × coût par cas.

Les « taux de maladie » sont estimés par taux d'incidence ou de prévalence (selon les informations disponibles), et le « coût par cas » représente les dépenses pendant la vie entière actualisées (« coût de la maladie »). Si le calcul des taux de maladie et de la FAE peut présenter des incertitudes, l'estimation du « coût par cas » est encore plus controversée. Nous présentons ici une sélection d'études récentes estimant les valeurs du coût de la maladie pour des conséquences sanitaires spécifiques ou les coûts de la maladie agrégés[4].

Maladies respiratoires

Weiss *et al.* (2000) ont évalué les coûts de l'asthme de l'enfance aux États-Unis. Ils ont estimé les coûts totaux de cette pathologie en 1994 à

2.86 milliards EUR et les dépenses médicales directes à 1.75 milliard EUR, soit 62 % des coûts totaux. La perte de productivité due à l'incapacité était responsable de 80 % des coûts indirects (0.85 milliard EUR).

Schramm *et al.* (2003) ont calculé le coût de la maladie de l'asthme atopique et des rhinites allergiques saisonnières (RAS) en Allemagne. Ils ont estimé le coût annuel moyen des RAS à 1 080 EUR par enfant et à 1 530 EUR par adulte. Ils ont ajouté le coût de l'asthme sévère et estimé le coût annuel total de ces deux pathologies à 7 860 EUR par enfant et à 9 207 EUR par adulte. Les coûts directs représentaient 60 à 78 % des dépenses pour les enfants, alors que 58 % des dépenses pour les adultes consistaient en coûts indirects. Les auteurs ont aussi conclu que ces coûts augmentaient avec la gravité de l'asthme atopique et/ou des RAS.

Maladies d'origine hydrique

Lorgelly *et al.* (2008) ont évalué le coût de la maladie pour la gastro-entérite chez les enfants au Royaume-Uni. Ils ont estimé que le coût moyen de cette pathologie se situait entre 85 et 202 EUR par enfant et par épisode. Un calcul fait d'après la prévalence de cette maladie au Royaume-Uni les a conduits à chiffrer le coût de la gastro-entérite pour la société à 13 millions EUR par an.

Dasgupta (2004) a estimé la valeur des dommages dus à l'approvisionnement en eau contaminée en Inde pour calculer le coût total de la maladie. Il a estimé le coût moyen du traitement des maladies d'origine hydrique à 8 EUR par enfant, 5 EUR par adulte et 7 EUR par personne âgée. La perte de salaire due à ces maladies a été estimée à 3.5 EUR par ménage, d'où un coût annuel de la maladie de 108 EUR par ménage. Ce chiffre, multiplié par les 150 748 ménages que compte la zone urbaine de Delhi, donne un coût total annuel de 16.28 millions EUR pour l'ensemble de la population de Delhi.

Retards cognitifs et du développement

Grosse *et al.* (2002) ont évalué les bénéfices économiques obtenus en diminuant l'exposition des enfants au plomb aux États-Unis. Ils ont estimé les gains actualisés sur la vie entière à 646 000 EUR pour chaque enfant de 2 ans (sur la base d'un taux d'actualisation de 3 %). Les États-Unis comptant environ 3.8 millions d'enfants de 2 ans en 2002, les bénéfices totaux de la réduction de leur exposition au plomb se situaient entre 98 et 285 milliards EUR.

Korfmacher (2003) a évalué les bénéfices de l'élimination du saturnisme chez les enfants de l'État de New York (États-Unis). Il a estimé les bénéfices obtenus en matière de soins de santé (c'est-à-dire de traitement direct) à 2.7 millions EUR, et l'augmentation de gains potentielle à 693 millions EUR (en appliquant un taux d'actualisation de 3 %). Malgré le niveau assez élevé des

coûts des soins de santé liés au saturnisme dans l'État de New York, ces valeurs ont probablement sous-estimé les coûts réels parce qu'on ne pouvait pas quantifier certains des impacts les plus coûteux du plomb (comme l'ostéoporose, l'hypertension, les accidents vasculaires cérébraux et la mortalité néonatale) quand l'étude a été entreprise.

De façon analogue, Stefanak *et al.* (2005) ont évalué les coûts du saturnisme chez les enfants du comté de Mahoning, dans l'Ohio (États-Unis). Ils ont estimé les coûts de dépistage et de traitement à près de 112 000 EUR par enfant. Ils ont aussi évalué les coûts futurs pour la cohorte d'enfants de 12 à 71 mois atteints de saturnisme (présentant des taux de plomb dans le sang supérieurs à 10 mg/dl) à 1.4 million EUR en 2002, sur la base d'un taux d'actualisation de 3 %.

Trasande *et al.* (2005) ont calculé le coût de la maladie lié à l'exposition au méthylmercure aux États-Unis, en s'intéressant particulièrement à son impact sur le développement du cerveau. Ils ont estimé que la perte de productivité due à la toxicité du méthylmercure coûtait 7.8 milliards EUR par an, en appliquant un taux d'actualisation de 3 %. L'étude imputait une partie de ce coût (1.2 milliard EUR) au rejet de mercure par les centrales électriques américaines.

Miller *et al.* (2006) ont estimé les coûts du tabagisme passif précoce et des retards du développement à New York (États-Unis). En appliquant un taux d'actualisation annuel de 3 %, ils ont chiffré à 88 millions EUR les coûts annuels du recours aux services médicaux d'urgence liés au tabagisme passif pour toutes les naissances à New York.

Aux États-Unis, Nevin *et al.* (2008) ont estimé les bénéfices financiers d'une action de prévention du saturnisme des enfants consistant à remplacer les fenêtres anciennes par des fenêtres dépourvues de plomb. D'après leurs calculs, les bénéfices dus à l'amélioration des gains pendant la vie entière s'élèvent à 18 934 EUR par enfant pour les logements construits avant 1940, et à 7 758 EUR pour ceux construits entre 1940 et 59. Cette analyse n'a pas pris en compte les possibles bénéfices sanitaires annexes de la diminution de l'exposition des enfants au plomb (qui tiennent, par exemple, aux dépenses de traitement médical évitées et au fait que les enfants n'ont pas besoin de recevoir ultérieurement une éducation spéciale pour cause de déficit de l'attention et d'hyperactivité).

Effets sur la santé multiples

Carabin *et al.* (1999) ont analysé les coûts de la maladie de trois infections courantes chez les tout-petits : rhume, diarrhée et vomissements. Ils ont suivi une cohorte de 273 enfants fréquentant des garderies au Québec (Canada).

D'après leurs estimations, les coûts directs totaux s'établissent à près de 73 EUR par enfant, et les coûts indirects à 129 EUR.

Landrigan *et al.* (2002) ont estimé le coût des maladies pédiatriques liées à l'environnement aux États-Unis. En l'occurrence, ils se sont intéressés à quatre grandes maladies de l'enfance : le saturnisme (FAE = 100 %), l'asthme (FAE = 30 % – fourchette : 10 à 35 %), les cancers de l'enfance (FAE = 2, 5 et 10 %) et les troubles du comportement d'origine neurologique (FAE = 10 % – fourchette : 5 à 20 %). Les auteurs ont calculé des valeurs actualisées en se fondant sur les gains annuels moyens des salariés à plein-temps et à temps partiel, le taux d'activité, des estimations de perte de production annuelle à la maison et un taux d'actualisation réel de 3 %. Ils ont estimé que :

- le coût du saturnisme se montait à 43.3 milliards EUR ;
- le coût de l'asthme s'élevait à 1.8 milliard EUR ;
- le coût des cancers s'établissait à 0.27 milliard EUR ; et
- le coût des troubles du comportement d'origine neurologique était de 8.2 milliards EUR.

Les auteurs de l'étude ont estimé le coût total annuel à 49 milliards EUR, ce qui représentait 2.8 % des coûts totaux des soins de santé aux États-Unis à l'époque.

Pour leur part, Massey et Ackerman (2003) ont estimé à 3 milliards EUR le coût total annuel occasionné par cinq grands problèmes de santé liés à l'environnement qui touchent les enfants (cancers, asthme, saturnisme, troubles du comportement d'origine neurologique et malformations). Après application d'une FAE, ils ont obtenu des estimations allant de 0.5 à 1.4 milliard EUR par an pour le seul Massachusetts. Leurs calculs ne comportaient pas l'actualisation d'événements futurs d'ordre non monétaire.

Davies (2005) a évalué le coût des maladies environnementales affectant les enfants dans l'État de Washington (États-Unis), en utilisant également la méthode de la FAE. Lui non plus n'a pas spécifié le taux d'actualisation utilisé dans ses calculs. Le tableau 1.A1.1 présente ses estimations de coûts. L'auteur a chiffré le coût total de ces maladies de l'enfance à 1 675 millions EUR, dont 1 429 millions EUR de coûts indirects.

Hutchings et Rushton (2007) ont évalué le poids économique des maladies de l'enfance en Europe. Ils ont estimé les coûts de la maladie pour le cancer, l'asthme, les troubles du comportement d'origine neurologique et le saturnisme, au moyen de la méthode de la FAE. Les coûts totaux s'élevaient d'après eux à plus de 16 milliards EUR, dont 174 millions pour le cancer, 3 milliards pour l'asthme, 3 milliards pour les troubles du comportement d'origine neurologique et 9.9 milliards pour le saturnisme. Les auteurs ont souligné que les coûts directs représentaient la plus grande part des coûts

Tableau 1.A1.1. **Coût de certaines maladies de l'enfance dans l'État de Washington**

(En millions EUR de 2006)

Maladie	Estimation du coût
Asthme de l'enfance	44
Cancers de l'enfance	10-14*
Exposition au plomb	1 340
Malformations	3.8-5
Troubles du comportement d'origine neurologique	64.7-273*

* Différentes méthodes ont été utilisées pour estimer ces coûts, d'où l'indication d'une fourchette de valeurs.

Source : Davies (2005).

totaux occasionnés par l'asthme et les cancers de l'enfance. Ils ont actualisé tous les coûts, sauf ceux du saturnisme, à un taux annuel de 3 %.

Les principales conclusions de cet examen des études du coût de la maladie sont les suivantes :

- La perte de productivité estimée due aux maladies de l'enfance est généralement plus élevée que les coûts médicaux directs.
- Les maladies induisant des retards cognitifs/du développement et/ou des troubles du comportement d'origine neurologique engendrent des coûts extrêmement élevés, notamment par rapport à d'autres maladies de l'enfance comme les cancers et l'asthme.
- Les coûts financiers (coûts directs et indirects) des maladies de l'enfance sont très élevés, bien qu'ils ne tiennent pas compte des aspects intangibles de ces maladies, ce qui indique que les coûts véritables ont peut-être été sous-estimés.

Études du consentement à payer

Comme indiqué plus haut, les valeurs du coût de la maladie ne représentent que les coûts financiers d'une maladie et n'incluent donc pas les coûts intangibles, comme la douleur et la souffrance ou l'impossibilité de pratiquer des activités de loisir. Les études du consentement à payer (CAP) fournissent des valeurs qui tiennent compte des aspects intangibles des maladies, car elles mesurent des préférences individuelles qui intègrent toutes les sources d'utilité et les causes de désutilité pour les individus.

Les valeurs du CAP pour éviter un risque donné peuvent provenir d'études de préférences révélées (fondées sur l'observation de comportements d'achat) ou d'études de préférences déclarées (fondées sur des comportements hypothétiques). Les premières emploient des méthodes indirectes pour évaluer la somme que les individus sont prêts à payer pour une variation du niveau de risque. Elles supposent que les individus révèlent leurs préférences par le biais de

la consommation et des dépenses qui sont en rapport avec des effets sur la santé. Elles utilisent donc les informations disponibles sur différents marchés, comme ceux du travail, du logement et des produits de sécurité. La méthode « hédoniste » et celle des « comportements de prévention » sont des techniques de préférences révélées.

Les études de préférences déclarées estiment la valeur attribuée ex ante à la variation du bien-être individuel qui découle de la modification de la situation d'un individu exposé à un risque sanitaire particulier. En l'occurrence, on présente des scénarios hypothétiques à des personnes interrogées (par le biais d'enquêtes téléphoniques, postales ou directes) en leur demandant quel serait leur CAP maximal pour une variation de leur bien-être. Ces études livrent en définitive des estimations du CAP pour réduire un risque sanitaire ou, à l'inverse, du consentement à accepter (CAA) l'augmentation d'un risque sanitaire[5].

On peut appliquer les techniques de préférences déclarées (la méthode d'évaluation contingente, les méthodes d'analyse conjointe[6]) pour évaluer une diminution du risque de mortalité. On utilise alors la valeur du CAP obtenue (c'est-à-dire du CAP pour diminuer la probabilité de mortalité) pour calculer la valeur d'une vie statistique (VVS)[7]. Les techniques de préférences déclarées ne sont toutefois pas réservées à l'évaluation du risque de mortalité et peuvent aussi s'utiliser pour évaluer les effets en termes de morbidité.

Jusqu'ici, seules quelques études ont été consacrées à l'évaluation de la diminution des risques pour la santé des enfants, et la plupart d'entre elles ne concernaient pas les risques environnementaux en particulier. Cependant, dans la mesure où la majorité des études évaluent des aspects de la sécurité des personnes, elles contribuent à mieux faire comprendre la valeur que les parents attachent à la santé de leurs enfants. De plus, certains résultats sanitaires évalués pourraient aussi découler d'une dégradation de l'environnement (même s'ils ne sont pas présentés comme tels dans les enquêtes concernées), de sorte qu'on pourrait utiliser le CAP correspondant dans l'élaboration des politiques environnementales. Nous proposons ci-après un examen des quelques résultats de recherche disponibles[8].

Études de mortalité

Joyce *et al.* (1989) ont mesuré l'impact de la pollution atmosphérique sur les taux de mortalité néonatale, à l'aide d'une fonction de production de la santé et en se fondant sur le CAP des mères pour diminuer le niveau de cette pollution. Le CAP marginal pour les soins prénataux se situait entre 2 et 7 EUR, selon les caractéristiques des individus. Le CAP marginal pour les soins néonataux était plus élevé, de 29 à 198 EUR, ce qui indique que le CAP est supérieur pour les nourrissons. À partir de ces valeurs du CAP, Dickie et

Nestor (1998) ont produit des estimations de la VVS des nourrissons allant de 77 000 EUR à 2.6 millions EUR.

Carlin et Sandy (1991) ont calculé la valeur implicite de la vie d'un jeune enfant d'après les décisions de la mère concernant l'usage d'un siège auto pour son enfant. Ils ont utilisé les données d'une enquête menée en 1985 et employé une méthode de maximisation de l'utilité. Les auteurs ont calculé la valeur de la vie d'un enfant à partir de la probabilité que sa mère achète et utilise correctement un siège auto. Ils ont pris en compte la réduction du risque de décès, ainsi que les coûts en temps et en argent représentés par le fait d'élever un enfant jusqu'à ses dix-huit ans. D'après leur estimation, la VVS d'un enfant de moins de cinq ans est de 942 000 EUR.

Blomquist, Miller et Levy (1996) ont estimé la valeur implicite de la diminution des risques de blessures mortelles et non mortelles pour différentes populations d'usagers de la route : adultes, enfants et motocyclistes. Ils ont incorporé des coûts de temps et de désutilité liés au port de la ceinture de sécurité ou du casque de moto. Les données utilisées provenaient d'une enquête de 1983 dans laquelle étaient représentés des parents d'enfants de moins de cinq ans. La VVS d'un enfant se situait entre 5.16 et 9.22 millions EUR, alors que la valeur de la diminution des risques de blessures non mortelles de l'enfant était de 218 000 EUR. Ces valeurs sont à comparer aux valeurs équivalentes pour les adultes (3.47 millions EUR pour la VVS et 99 000 EUR pour la diminution des risques de blessures non mortelles) et pour les motocyclistes (2.38 millions EUR et 75 000 EUR).

Mount, Weng, Schulze et Chestnut (2001) ont étudié les achats d'automobiles des familles pour estimer la somme dépensée dans le domaine de la sécurité et pour calculer ensuite la VVS de différents groupes d'âge (enfants, adultes et retraités). Ils ont appliqué une fonction de prix hédonistes aux données (agrégées) d'une enquête de 1995. Les estimations centrales obtenues indiquaient une VVS de 11.6 millions EUR pour les enfants, 11.3 millions EUR pour les adultes et 8.2 millions EUR pour les retraités.

Jenkins, Owens et Wiggins (2001) ont estimé les valeurs attribuées par les parents à la réduction des risques de décès de leurs enfants, en étudiant le marché des casques de vélo pour enfants. La valeur de la diminution du risque de mortalité a été calculée pour les enfants de 5 à 9 ans et de 10 à 14 ans. Les auteurs ont utilisé les données d'une enquête dans un modèle de maximisation de l'utilité. La VVS estimée des utilisateurs de casque variait de 1.6 à 3.4 millions EUR (pour les enfants de 5 à 9 ans) et de 1.4 à 3.3 millions EUR (pour les enfants de 10 à 14 ans), selon différentes hypothèses.

Takeuchi *et al.* (2006) ont mené une enquête d'évaluation contingente au Japon afin d'estimer le CAP des parents pour diminuer la mortalité des enfants. Le CAP médian pour réduire la mortalité annuelle des enfants de 1 %

était de 7 500 JPY, tandis que le CAP médian pour la réduire de 5 % était de 11 000 JPY. Sur la base de la première valeur, les auteurs ont obtenu une VVS par enfant de 980 millions JPY.

Études de morbidité

Viscusi, Magat et Huber (1987) ont mené une enquête d'évaluation contingente aux États-Unis afin d'estimer le CAP des individus pour empêcher le risque de dommage pour la santé lié à deux types de produits : les produits insecticides et les produits de nettoyage des toilettes. Les répondants se sont vu proposer différents risques, selon qu'ils avaient ou non de jeunes enfants. Le tableau 1.A1.2 présente les estimations du CAP.

Tableau 1.A1.2. **CAP pour empêcher des dommages pour la santé provoqués par des pesticides**
(En EUR de 2006)

Réduction des risques liés aux insecticides
• Lésions cutanées : 1 101 EUR (personnes n'ayant pas de jeunes enfants)
• Inhalation : 1 276 EUR (les deux sous-échantillons)
• Intoxication de l'enfant : 2 555 EUR (personnes ayant de jeunes enfants)
Réduction des risques liés aux produits de nettoyage des toilettes
• Brûlures oculaires : 545 EUR (personnes n'ayant pas de jeunes enfants)
• Intoxication à la chloramine : 815 EUR (les deux sous-échantillons)
• Intoxication de l'enfant : 902 EUR (personnes ayant de jeunes enfants)

Source: Viscusi *et al.* (1987).

On constate que les personnes interrogées ont attaché plus de valeur à la réduction des risques pour la santé dans le cas des insecticides que dans celui des produits de nettoyage des toilettes. L'intoxication de l'enfant, notamment, a été évaluée à une somme presque trois fois supérieure dans le premier cas que dans le second, où elle était présentée dans l'enquête comme moins risquée. En outre, à risque comparable, le CAP était plus élevé pour les enfants que pour les adultes.

Agee et Crocker (1996) ont estimé les bénéfices liés à la diminution du risque de morbidité des enfants qui est associé à un faible niveau d'exposition au plomb. L'étude a déduit le CAP des parents pour réduire chez leurs enfants le risque de déficience neurologique lié à une exposition au plomb, pour les parents qui choisissaient de traiter leurs enfants par chélation comme pour ceux qui ne faisaient pas ce choix. Le CAP des premiers était de 138 EUR par enfant, tandis que celui des seconds se montait à 14 EUR par enfant. Le CAP total moyen a été estimé à 21 EUR par enfant. Les bénéfices agrégés d'une réduction de 1 % du plomb dans le corps des enfants (chez les ménages urbains américains en 1984) allaient de 216 millions à 2 milliards EUR. L'étude a aussi permis de constater que le CAP ex ante des parents pour réduire de 1 %

le plomb dans le corps des enfants dépassait les estimations du coût de la maladie correspondant à cette même réduction.

Liu *et al.* (2000) ont mené une étude d'évaluation contingente à Taiwan afin d'estimer le CAP d'une mère pour éviter un rhume à elle-même et à son enfant : le CAP moyen était de 51 EUR dans le deuxième cas, contre 33 EUR dans le premier. Le CAP des mères pour éviter à leur enfant de s'enrhumer était approximativement deux fois plus élevé que leur CAP pour s'éviter un rhume de durée et de sévérité comparables.

Dickie et Gerking (2001) ont mené une enquête d'évaluation contingente afin d'estimer le CAP des parents pour diminuer, chez leurs enfants et pour eux-mêmes, le risque de cancer de la peau dû à l'exposition aux rayons du soleil. Les mélanomes et les cancers cutanés non mélaniques ont été pris en compte. Les auteurs ont estimé le CAP pour réduire de 1 point le risque de cancer non mélanique à 2.84 EUR pour l'enfant et à 1.15 EUR pour le parent, ce qui montre là aussi que les parents étaient prêts à payer plus pour diminuer ce type de risque lorsqu'il s'agit de leurs enfants que lorsqu'il s'agit d'eux-mêmes.

Agee et Crocker (2001) ont estimé le CAP annuel des parents pour améliorer leur état de santé et celui de leurs enfants, ainsi que le CAP des parents pour diminuer l'exposition journalière de leurs enfants à la fumée de tabac. L'étude, menée auprès de parents fumeurs, a analysé la consommation de tabac des parents et leur évaluation du tabagisme passif de leurs enfants. Le CAP pour réduire de 1 % l'exposition des enfants à la fumée était de 9 EUR. Celui pour améliorer de 10 % l'état de santé des enfants était de 404 EUR, alors qu'il se montait à 222 EUR pour les parents. Ces résultats tendent à indiquer que les parents attribuaient une valeur deux fois plus élevée à la santé de leurs enfants qu'à la leur.

Dickie et Messman (2004) ont réalisé une étude de préférences déclarées afin d'évaluer le CAP des parents pour éviter des maladies aiguës. Ils ont constaté que ce CAP était moins élevé pour les parents que pour les enfants (tableau 1.A1.3).

Tableau 1.A1.3. **CAP pour éviter des maladies aiguës**

(En EUR de 2006)

CAP moyen pour éviter un symptôme pendant un jour : 45 EUR
CAP moyen pour éviter un symptôme d'une durée de sept jours : ● Pour l'enfant : 134 à 313 EUR ● Pour le parent : 89 à 147 EUR
CAP moyen pour éviter un épisode de bronchite aiguë d'une durée d'une semaine : ● Pour l'enfant : 357 EUR ● Pour le parent : 179 EUR

Source : Dickie et Messman (2004).

En tenant compte de l'endogénéité des réponses comportementales à la maladie (recours aux soins médicaux et absence au travail ou à l'école), Dickie et Brent (2002) ont estimé que le CAP moyen pour éviter un symptôme pendant un jour était de 84 EUR pour les enfants et de 31 EUR pour les adultes.

Maguire, Owens et Simon (2004) ont mesuré la valeur de la diminution de l'exposition des bébés aux résidus de pesticides. Ils ont utilisé des méthodes hédonistes et analysé des données sur la consommation effective d'aliments pour bébés. Ils ont calculé que les consommateurs accordaient une prime à la consommation d'aliments biologiques pour bébés et que les parents étaient prêts à payer de 0.09 à 0.13 EUR de plus par pot pour des produits biologiques par rapport aux produits traditionnels, ce qui correspond à un surprix annuel de 66 EUR (600 pots × 0.11). Cela représente une prime d'environ 16 à 27 % par rapport aux produits alimentaires traditionnels pour bébés, que l'on peut interpréter (au moins en partie) comme révélatrice d'une volonté d'éviter les résidus de pesticides dans l'alimentation des bébés.

Amin et Khondoker (2004) ont évalué le CAP des parents pour éviter une crise de diarrhée à leurs enfants dans une étude d'évaluation contingente portant sur des enfants de 5 à 7 ans en Inde. Le CAP médian se montait à 0.64 EUR pour les garçons alors que pour les filles, il était de seulement 0.48 EUR, soit 34 % de moins.

Braun Kohlová et Ščasný (2006) ont mené une enquête d'évaluation contingente en République tchèque afin d'estimer le CAP pour éviter certaines maladies respiratoires : bronchite aiguë sévère et banale, laryngite aiguë et asthme aigu. L'enquête a porté sur des enfants habitant à Teplice et à Prachatice (République tchèque). Les résultats indiquent que le CAP varie en fonction de la gravité et non de la durée de la maladie. Le CAP est notablement plus élevé pour une crise d'asthme d'une journée (43 EUR) que pour une bronchite banale qui dure cinq jours (38 EUR), et il est plus fort pour une laryngite nécessitant trois jours d'hospitalisation et cinq jours de convalescence à la maison (64 EUR) que pour une bronchite sévère d'une durée de dix jours (39 EUR) ; les écarts par paire, hormis pour la bronchite sévère et la crise d'asthme, étaient significatifs au seuil de 5 %. À titre de comparaison, le CAP moyen pour éviter une bronchite banale chez les adultes était de 21 EUR, d'où un taux marginal de substitution entre les effets défavorables sur la santé des enfants et des adultes de 1.85.

Mansfield *et al*. (2006) ont observé les comportements de prévention des parents visant à protéger leurs enfants de l'exposition à l'ozone, sur la base d'un échantillon de 231 enfants de 2 à 12 ans vivant aux États-Unis. Le CAP moyen des parents pour réduire d'un jour la limitation du temps de sortie était de 31 EUR.

Mead et Brajer (2005) ont évalué les bénéfices cumulés pour la santé des enfants de la diminution de la pollution atmosphérique en Chine. Ils ont utilisé des valeurs de coût de la maladie et de CAP, et des valeurs relatives aux adultes lorsqu'il n'existait pas de valeurs spécifiques pour les enfants (tableau 1.A1.4).

Tableau 1.A1.4. **Coûts sanitaires de la pollution atmosphérique en Chine**

(en EUR de 2006)

Effets sur la santé	Coûts totaux moyens
Rhume	24 millions
Bronchite aiguë	210 millions
Bronchite chronique	446 millions
Asthme	87.5 millions
Hospitalisation due à l'asthme	471 millions
Consultation en pédiatrie	55 millions
Consultation aux urgences	8 millions
Total	**1.3 milliard**

Source : Mead et Brajer (2005).

Études d'évaluation pour les enfants et les adultes

Certaines études empiriques ont montré que dans l'esprit des gens, toutes choses égales par ailleurs, il vaut mieux une intervention qui protège les jeunes qu'une intervention qui protège les personnes âgées. C'est le cas de l'étude de Lewis et Charny (1989), par exemple, qui montre que les gens avouent préférer sauver la vie d'une personne de 35 ans plutôt que celle d'une personne de 60 ans[9]. Tsuchiya *et al.* (2003) proposent trois raisons qui incitent à privilégier les jeunes par rapport aux personnes âgées : *i)* ils ont une espérance de vie plus longue ; *ii)* ils sont plus productifs ; et *iii)* les personnes âgées ont vécu un plus grand nombre d'années par rapport à leur espérance de vie. En d'autres termes, et toutes choses égales par ailleurs, un programme en faveur de la santé devrait privilégier les jeunes, soit parce que cela s'avèrera plus bénéfique du fait des différences de temps/âge existant entre les populations de jeunes et de personnes âgées (en apportant des avantages plus importants aux jeunes adultes en raison de la durée de vie plus longue qu'il leur reste théoriquement), soit parce que les jeunes ont moins vécu et « méritent » donc plus que les personnes âgées de voir leur santé s'améliorer.

Il est évident que tous ces arguments valent également quand on compare les valeurs pour les adultes et les enfants. Dans ce cas, toutefois, d'autres facteurs (comme l'altruisme parental, la perception des risques) contribuent vraisemblablement à expliquer les différences de préférence qui apparaissent. Par exemple, dans l'étude de Lewis et Charny (1989) mentionnée

plus haut, qui repose sur la méthode du compromis fondé sur le nombre de personnes, les auteurs ont constaté, outre les différences entre tranches d'âge d'adultes, une préférence plus forte encore pour la réduction des risques chez les enfants de 5 ans par rapport aux personnes de 70 ans.

D'autres études économiques ont estimé le CAP pour diminuer des risques sanitaires de différentes natures pour les enfants et les adultes. Bien que les observations recueillies soient mitigées, la plupart des études ont conclu que le CAP pour diminuer le risque de mortalité chez les enfants était supérieur à celui pour diminuer le même risque chez les adultes. Par exemple, Liu *et al.* (2000) ont estimé le CAP des mères pour éviter un épisode de rhume à leur enfant et à elles-mêmes, et il est apparu qu'il était presque deux fois plus élevé dans le premier cas que dans le second. Sur la base d'une étude relative à la sécurité automobile, Mount *et al.* (2001) ont estimé la VVS de différents groupes d'âge (enfants, adultes et retraités). Ils ont constaté que la VVS d'un enfant était semblable à celle des adultes ou légèrement supérieure, mais plus élevée que celle des personnes âgées. Jenkins *et al.* (2001) ont estimé la VVS des enfants de deux tranches d'âge : les 5-9 ans et les 10-14 ans. Ils ont obtenu une VVS plus élevée pour les 5-9 ans que pour les 10-14 ans, ce qui tend à indiquer une plus forte aversion au risque dans le cas des plus jeunes.

Blomquist *et al.* (1996) ont estimé la valeur implicite de la diminution des risques de blessures mortelles et non mortelles pour différentes populations d'usagers de la route : adultes, enfants et motocyclistes. Ils sont parvenus à la conclusion que la VVS d'un enfant était supérieure à celle d'un adulte, ce qui cadre avec l'idée que les parents attachent plus de valeur à la vie de leurs enfants qu'à la leur. Liu *et al.* (2000) ont évalué le CAP des mères pour s'éviter et éviter à leur enfant une maladie bénigne (un rhume). Ils ont constaté que le CAP des mères pour éviter à leur enfant de s'enrhumer était environ deux fois plus élevé que leur CAP pour s'éviter un rhume de durée et de sévérité comparables.

De même, Dickie et Ulery (2002) ont calculé le CAP des parents pour éviter des épisodes de maladies aiguës et constaté qu'il était moins élevé pour les parents que pour les enfants. La somme que les parents étaient disposés à débourser pour éviter ce risque chez leurs enfants était environ deux fois supérieure à celle qu'ils étaient prêts à payer pour se l'éviter à eux-mêmes. Dickie et Gerking (2001) ont estimé le CAP des parents pour diminuer le risque de cancer de la peau dû à l'exposition aux rayons du soleil, pour leurs enfants et pour eux-mêmes. Leurs calculs ont montré que les parents étaient prêts à payer deux fois plus pour diminuer le risque de cancer cutané non mélanique lorsqu'il s'agissait de leurs enfants que lorsqu'il s'agissait d'eux-mêmes.

Agee et Crocker (2001) ont estimé le CAP annuel des parents pour disposer de davantage de services de santé pour eux et leurs enfants, ainsi que

le CAP des parents pour diminuer l'exposition journalière de leurs enfants à la fumée de tabac. Ils ont constaté que les parents attachaient deux fois plus de valeur à la santé de leurs enfants qu'à la leur. Plus récemment, Agee et Crocker (2007) ont montré que les mères qui fument étaient prêtes à payer 144 USD pour améliorer leur propre état de santé de 25 %, contre 262 USD pour une amélioration comparable de l'état de santé de leurs enfants.

Viscusi *et al.* (1987) ont estimé le CAP pour prévenir des risques pour la santé liés à l'emploi de pesticides domestiques. Les résultats ont montré que les personnes interrogées étaient prêtes à payer près de trois fois plus (en moyenne) pour éviter à leurs enfants une intoxication due à un insecticide que pour leur éviter une intoxication due à un produit de nettoyage des toilettes. Ils ont aussi établi que le CAP pour diminuer les risques chez les enfants était supérieur au CAP pour diminuer tous les autres risques considérés dans l'enquête. Une étude d'Evans et Viscusi (1991) sur les dangers associés aux nettoyants ménagers a livré des résultats analogues. Elle a mis en évidence des valeurs de CAP plus élevées pour la réduction des risques d'intoxication des enfants : les personnes interrogées avec enfants étaient prêtes à payer en moyenne 1.31 USD de plus par flacon pour diminuer le risque d'intoxication de leurs enfants que pour réduire celui d'inhalation de pesticide.

Hammitt et Haninger (2010) ont estimé la VVS des enfants et des adultes aux États-Unis sur la base du CAP pour réduire les risques de maladie mortelle liés à l'exposition à des pesticides présents dans les aliments consommés. Leurs résultats indiquent que, pour les adultes, le CAP est systématiquement supérieur lorsqu'il s'agit de réduire les risques pour leurs enfants (12-15 millions USD) que lorsqu'il s'agit de les réduire pour eux-mêmes (6-10 millions USD). L'étude fournit en outre une grande quantité de données sur des aspects comme la latence, le contexte et l'effet sur la répartition supposée au sein du ménage.

Synthèse

Dans l'ensemble, les travaux de recherche étudiés dans le cadre du projet VERHI indiquent que :

- les valeurs du CAP dépassent en général les valeurs correspondantes du coût de la maladie, ce qui semble indiquer que les aspects intangibles de la maladie sont importants par rapport à ses coûts directs et indirects[10] ;
- ces valeurs sont généralement plus élevées quand il s'agit de diminuer la *mortalité* des enfants que quand il s'agit de diminuer la *morbidité* des enfants ; et
- les parents sont en général prêts à payer plus pour diminuer les risques sanitaires qui touchent leurs enfants que pour réduire ceux qui les touchent eux-mêmes.

Notes

1. Cet examen ne tient pas compte des études qui traitent de l'incidence sur la santé de l'enfant de l'exposition de la mère à des risques environnementaux pendant la grossesse (exposition prénatale), car il est difficile de donner une valeur aux effets sur la santé des enfants qui sont liés à l'exposition des parents (dans la mesure où cela peut être considéré comme un effet secondaire de l'incidence de l'exposition environnementale des parents sur leur propre santé). Seule est donc prise en compte l'exposition directe post-natale aux risques environnementaux.
2. Le « rapport des cotes » (RC) désigne le risque d'occurrence d'un effet sur la santé dans un groupe, divisé par le risque de le voir apparaître dans un autre groupe.
3. Le « risque relatif » (RR) est le risque d'occurrence d'un événement (ou d'une maladie) par rapport à l'exposition. Il est calculé comme le rapport entre la probabilité de survenue de l'événement dans le groupe exposé (PE) et celle de sa survenue dans le groupe non exposé (PNE) : RR = PE/PNE.
4. Aux fins de comparaison, tous les montants indiqués ont été convertis en EUR de 2006 aux taux de change à PPA, sauf indication contraire.
5. Les notions de CAP et de CAA relèvent de la théorie de l'économie du bien-être et correspondent aux notions de variations « compensatoires » et « équivalentes ». D'après cette théorie, le CAP et le CAA ne devraient guère diverger. Or ils divergent en pratique, et souvent beaucoup, le CAA étant supérieur au CAP. Le choix entre le CAP et le CAA peut donc avoir son importance dans le cadre d'une ACB. Pour des informations plus détaillées, voir OCDE (2006b).
6. L'analyse conjointe, également appelée modélisation des choix, regroupe un certain nombre de techniques différentes : expériences de choix conjoints, notation contingente, classement contingent et comparaisons par paires.
7. La VVS est aussi appelée « valeur d'un décès évité ».
8. Aux fins de comparaison, les coûts tirés des études qui sont présentés ici ont été convertis en EUR de 2006 aux taux de change à PPA, sauf indication contraire.
9. De plus, Cropper *et al.* (1994) ont employé la méthode du « compromis fondé sur le nombre de personnes » pour comparer la sauvegarde des vies de personnes d'âges différents. Ils ont trouvé que le fait de sauver une personne de 30 ans était perçu comme équivalent à celui de sauver onze personnes de 60 ans. Johannesson et Johansson (1997) ont interrogé un échantillon de personnes sur le choix qu'ils feraient entre sauver des vies maintenant et dans l'avenir. Il ressort de l'étude que le fait de sauver cinq personnes de 50 ans ou trente-quatre personnes de 70 ans est jugé équivalent au fait de sauver une personne de 30 ans. Cette étude a en outre révélé que l'âge des personnes interrogées n'avait aucun effet sur leur choix, ce qui signifie que les jeunes adultes et les personnes âgées donnent la priorité au fait de sauver la vie de personnes jeunes. Certaines études apportent des éléments montrant l'existence d'une « décote » pour les décès de personnes âgées (la VVS des personnes âgées devrait être inférieure à celle des adultes de moins de 70 ans, parce que les premières tendent à avoir un CAP plus bas pour diminuer leur risque de mortalité). Ainsi, dans une enquête menée au Japon, Tsuge *et al.* (2005) ont constaté que les personnes de plus de 70 ans avaient tendance à avoir un CAP inférieur pour une même diminution de risque, ce qui impliquerait une VVS inférieure pour les seniors. Krupnick (2007) a entrepris d'examiner vingt-six enquêtes de préférences déclarées pour évaluer la « décote » pour les décès de personnes âgées. Sa méta-analyse quantitative a livré des résultats mitigés, la moitié des études seulement corroborant l'existence d'un tel effet de décote.

10. Stieb *et al.* (2002) et Rabl (2004) ont montré que les aspects intangibles représentaient un pourcentage important des coûts de santé totaux, pouvant atteindre 90 % pour les cancers non mortels.

Références

Agee, M.D. et T.D. Crocker (1996), « Parental Altruism and Child Lead Exposure: Inferences from the Demand for Chelation Therapy », *Journal of Human Resources*, vol. 31, n° 3, p. 677-691.

Agee, M.D. et T.D. Crocker (2001), « Smoking Parents' Valuations of Own and Children's Health », document présenté à la conférence de l'Association of Environmental and Resource Economists, Bar Harbor, Maine, 13-15 juin 2001.

Agee, M.D. et T.D. Crocker (2007), « Children's health benefits of reducing environmental tobacco smoke exposure: evidence from parents who smoke », *Empirical Economics,* Vol. 32, p. 217-237.

Amin, M. et F. Khondoker (2004), « A Contingent Valuation Study to Estimate the Parental Willingness to Pay for Childhood Diarrhoea and Gender Bias among Rural Households in India », *Health Research Policy and Sytems,* 2:3.

Andersson, H. (2005), « The Value of Safety as Revealed in the Swedish Car Market: An Application of the Hedonic Pricing Approach », in *Journal of Risk and Uncertainty,* Vol. 30, n° 3, p. 211-239.

Atkinson, Scott E. et R. Halvorsen (1990), « Evaluation of Risks to Life: Evidence from the Market for Automobiles », *Review of Economics and Statistics,* Vol. 72, n° 1, p. 133-6.

Axelrad D.A., D.C. Bellinger, L.M. Ryan et T.J. Woodruff (2007), « Dose-response Relationship of Prenatal Mercury Exposure and IQ: an Integrative Analysis of Epidemiological Data », *Environmental Health Perspectives, 115,* p. 609-615.

Bateman, I., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden et J. Swanson (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual,* Cheltenham, Edward Elgar.

Bell, M.L., K. Ebisu, et K. Belanger (2007), « Ambient Air Pollution and Low Birth Weight in Connecticut and Massachusetts », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 1118-1125.

Blomquist, G.C., T.R. Miller et D.T. Levy (1996), « Values of Risk Reduction Implied by Motorist Use of Protection Equipment », *Journal of Transport Economics and Policy*, p. 55-66.

Bobak, M., et D. Leon (1999), « Pregnancy Outcomes and Outdoor Air Pollution: An Ecological Study in Districts of the Czech Republic 1986-8 », *Occupational and Environmental Medicine, 56,* p. 539-543.

Braga, A.F., A. Zanobetti et J. Schwartz (2000), « Do Respiratory Epidemics Confound the Association between Air Pollution and Daily Deaths? », *European Respiratory Journal*, 16, p. 723-728.

Brauer, M., G. Hoek , H.A. Smith, J. de Jongste, J. Gerritsen, D. Postma *et al.* (2007), « Air Pollution and Development of Asthma Allergy and Infections in a Birth Cohort », *European Respiratory Journal*, 29, p. 679-688.

Braun Kohlová, M. et M. Ščasný (2006), « Averting Behaviour and Parental Altruism in Infant Morbidity Valuation: A CV Survey in the Czech Republic », document

préparé pour le 3e World Congress of Environmental and Resource Economists, Kyoto, 4-7 juillet 2006.

Carabin, H., T.W. Gyorkos, J.C. Soto, J. Penrod, L. Joseph, et J.-P. Collet (1999), « Estimation of Direct and Indirect Costs Because of Common Infections in Toddlers Attending Day Care Centers », *Pediatrics, 103* (3), p. 556-564.

Carlin, P.S. et R. Sandy (1991), « Estimating the Implicit Value of a young Child's Life », *Southern Economic Journal, 58* (1), p. 186-202.

Chauhan, A.J., H.M. Inskip, C.H. Linaker *et al.* (2003), « Personal Exposure to Nitrogen Dioxide (NO_2) and the Severity of Virus-induced Asthma in Children », *The Lancet,* Vol. 361, p. 1939-1944.

Chay, K.Y. et M. Greenstone (1999), « The Impact of Air Pollution on Infant Mortality: Evidence from Geographic Variation in Pollution Shocks Induced by a Recession », *NBEP Working Paper Series, NBER Working Paper* n° *7442.*

Conceição, G.S., S.E. Miraglia, H.S. Kishi, P.N. Saldiva et J.M. Singer (2001), « Air Pollution and Child Mortality: A Time Series Study in Sao Paulo, Brazil », *Environmental Health Perspectives,* 109 (3), p. 347-350.

Crain, E.F., M. Walter, G.T. O'Connor, H. Mitchell, R.S. Gruchalla, M. Kattan *et al.* (2002), « Home and Allergic Characetristics of Children with Asthma in Seven US Urban Communities and Design of an Environmental Intervention: the Inner-city Asthma Study », *Environmental Health Perspectives*, 110, p. 939-945.

Currie, J. et M. Neidell (2005), « Air Pollution and Infant Health: What Can We Learn from California's Recent Experience? », *The Quarterly Journal of Economics*, 120 (3), p. 1003-1030.

Dales, R.E., S. Cakmak et M. Smith Doiro (2006), « Gaseous Air Pollutants and Hospitalizations for Respiratory Disease in the Neonatal Period », *Environmental Health Perspectives,* 114, p. 1751-1754.

Dasgupta, P. (2004), « Valuing Health Damages from Water Pollution in Urban Delhi, India: A Health Production Function Approach », *Environment and Development Economics*, 9, p. 83-106.

Davies, K. (2005, Fall/Winter), « How Much Do Environmental Diseases and Disabilities Cost? », *Northwest Public Health*.

Davis, L.W. (2004), « The Effect of Health Risk on Housing Values: Evidence from a Cancer Cluster », *The American Economic Review*, vol. 94, n° 5 (décembre 2004), p. 1693-1704.

Dickie, M. et S. Gerking (2001), « Parents' Valuation of Latent Health Risks to their Children », document de travail présenté à l'atelier de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) sur le thème « Valuing of a Statistical Life: Assessing the State of the Art for Policy Applications », 6-7 novembre, Silver Spring, MD, États-Unis.

Dickie, M. et S. Gerking (2006), « Valuing Children's Health: Parental Perspective », in OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, Éditions OCDE, Paris.

Dickie, M. et B. Brent (2002), « Family Behaviour and the Economic Value of Parent and Child Health », document de travail, Department of Economics, University of California at San Diego, disponible à l'adresse *http://weber.ucsd.edu/?carsonvs/papers/773.pdf*.

Dickie, M. et D.V. Nestor (1998), « Valuation of Environmental Health Risks to Children: A Survey », document présenté au World Congress of Environmental and Resource Economists, Venise (Italie).

Dickie, M. et S. Gerking (2001), « Parents' Valuation of Latent Health Risks to their Children », document de travail, Department of Economics, University of Central Florida, disponible à l'adresse *www.bus.ucf.edu/wp/content/archives/Dickie&G.pdf*.

Dickie, M. et V.L. Ulery (2002), « Parental Altruism and the Value of Avoiding Acute Illness: Are Kids Worth More than Parents? », *Working Paper,* Department of Economics, University of Central Florida, Orlando.

Dickie, M. et V.L. Messman (2004), « Parental Altruism and the Value of Avoiding Acute Illnesses: Are Kids Worth More Than Parents? », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 48, p. 1146-1174.

Dockins, C., R.R. Jenkins, N. Owens, N.B. Simon et L.B. Wiggins (2002), « Valuation of Childhood Risk Reduction: The Importance of Age, Risk Preferences and Perspective », *Risk Analysis,* Vol. 22, n° 2, p. 335-346.

Dugandzic, R., L. Dodds, D. Stieb et M. Smith-Doiron (2006), « The Association between Low-level Exposures to Ambient Air Pollution and Term Low Birth Weight: a Retrospective Cohort Study », *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 5 (3), p. 1-8.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1997), « The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990 », EPA Report to Congress *(www.epa.gov/air/sect812/copy.html)*.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1997), « The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010, EPA Report to Congress, EPA-410-R-99-001 *(www.epa.gov/air/sect812/1990-2010/fullrept.pdf)*.

Evans, W. et W.K. Viscusi (1991), « Estimation of State-Dependent Utility Functions' Using Survey Data », *Review of Economics and Statistics*, vol. 73, p. 94-104.

Fischhoff, B., P. Slovic, S. Lichtenstein , S. Read et B. Combs (1978), « How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes towards Technological Risks and Benefits », *Policy Sciences*, vol. 8, p. 127-152.

Gauderman, W.J. (2005), « Childhood Asthma and Exposure to Traffic and Nitrogen Dioxide », *Epidemiology*, 16, p. 737-743.

Gauderman, W.J., H. Vora, R. McConnell, K. Berhane, F. Gilliland, D. Thomas *et al.* (2007), « Effect of Exposure to Traffic on Lung Development from 10 to 18 Years of Age: A Cohort Study », *Lancet*, 369, p. 571-577.

Gayer, T., J.T. Hamilton et W.K. Viscusi (2000), « Private Values of Risk Tradeoffs at Superfund Sites: Housing Market Evidence on Learning about Risk », *The Review of Economics and Statistics,* 82(3), 439-451.

Gouveia, N. et T. Fletcher (2000), « Time Series Analysis of Air Pollution and Mortality: Effects by Cause, Age and Socio-Economic Status », *Journal of Epidemiological Community Health,* 54.

Gouveia-Vigeant, T. et J. Tickner (2003), « Toxic Chemicals and Childhood Cancer: A Review of the Evidence », A Publication of the Lowell Center For Sustainable Production, University of Massachusetts.

Grandjean, P., P. Weihe, R.F. White, F. Debes, S. Araki, K. Yokoyama *et al.* (1997), « Cognitive Deficit in 7-year-old Children with Prenatal Exposure to Methylmercury », *Neurotoxicology and Teratology*, 19 (6), p. 417-428.

Grosse, S.D., T.D. Matte, J. Schwartz et R.J. Jackson (2002), « Economic Gains Resulting from the Reduction in Children's Exposure to Lead in the United States », *Environmental Health Perspectives*, 110, p. 563-569.

Hammitt, J.K. et J.-T. Liu (2004), « Effects of Disease Type and Latency on the Value of Mortality Risk », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 28, n° 1, p. 73-95.

Hammitt, J. K. et K. Haninger (2010), « Valuing Fatal Risk to Children and Adults: Effects of Disease, Latency and Risk Aversion », in *Journal of Risk and Uncertainty,* Vol. 40, p. 57-83.

Hammitt, J.K. et J. Graham (1999), « Willingness to Pay for Health Protection: Inadequate Sensitivity to Probability? », in *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 18, p. 33-62.

Hanushek, E.A. (1992), « The Trade-off between Child Quantity and Quality », *Journal of Political Economy*, vol. 100, n° 1, p. 84-117.

Hertz-Picciotto, I., R.J. Baker, P.-S. Yap, M. Dostal, J.P. Joad, M. Lipsett *et al.* (2007), « Early Childhood Lower Respiratory Illness and Air Pollution », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 1510-1518.

Holland, M., *et al.* (2005), « Cost-Benefit Analysis of Policy Option Scenarios for the Clean Air for Europe Programme », AEAT, Didcot, *http://cafe-cba.aeat. com/assets/thematic_strategy_analysis_v3.pdf.*

Hunt, A. et R. Arigoni Ortiz (2006a), « Review and Summary of the Epidemiological Literature on Children's Health Risks Associated with Environmental Exposures », *Document de travail de l'OCDE,* Paris (*www.oecd.org/document/23/0,3343, en_21571361_36146795_38165463_1_1_1_1,00.html*).

Hunt, A. et R. Arigoni Ortiz (2006b), « Review of Revealed Preference Studies on Children's Environmental Health », *Report for the VERHI Project, Document de travail de l'OCDE,* Paris (*www.oecd.org/document/23/0,3343,en_21571361_36146795_38165463_1_1_1_1,00.html*).

Hutchings, S. et L. Rushton (2007), « Estimation of the Burden of Childhood Disease in Europe due to Environmental Risk Factors », *Projet de rapport à l'AEE,* Copenhague, Danemark.

Itaoka, K., A.J. Krupnick, A. Saito et M. Akai (2007), « Morbidity Valuation with a Cessation Lag: Choice Experiments for Public- and Private-Goods Contexts in Japan », *RFF Discussion Paper* 07-07-REV, RFF, Washington, DC.

Jenkins, R.R., N. Owens et L.B. Wiggins (2001), « Valuing Reduced Risks to Children: The Case of Bicycle Safety Helmets », *Contemporary Economic Policy*, 19 (3), p. 397-408.

Jones-Lee, M.W., M. Hammerton et P.R. Philips (1985), « The Value of Safety: Results of a National Sample Survey Source », *Economic Journal*, vol. 95, n° 377, p. 49-72.

Joyce, T.J., M. Grossman et F. Goldman (1989), « An Assessment of the Benefits of Air Pollution Control: The Case of Infant Health », *Journal of Urban Economics*, vol. 25, p. 32-51.

Korfmacher, K. (2003), « Long-term Costs of Lead Poisoning: How Much Can New York Save by Stopping Lead? », *Report for Alliance for Healthy Homes,* disponible à l'adresse *www.afhh.org/ aa/aa_state%20_local_lead_costs_NYrep.pdf*.

Krupnick, A. (2007), « Mortality-risk Valuation and Age: Stated Preference Evidence », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 1, n° 2, p. 261-282.

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2002), « Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, p. 161-186.

Krupnick, A.J., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, K. Itaoka et M. Akai (1999), « Mortality Risk Valuation for Environmental Policy », *Discussion Paper* 99-47, Resources for the Future, Washington, DC.

Landrigan, P.J., C.B. Schechter, J.M. Lipton, M.C. Fahs et J. Schwartz (2002), « Environmental Pollutants and Disease in American Children: Estimates of Morbidity, Mortality and Costs for Lead Poisoning, Asthma, Cancer, and Developmental disabilities », *Environmental Health Perspectives*, 110, p. 721-728.

Lanphear, B.P., R. Hornung, J. Khoury *et al.* (2005), « Low-level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis », *Environmental Health Perspectives,* 113 (7), p. 894-899.

Lewis, P.A. et M. Charny (1989), « Which of Two Individuals do you Treat When Only Their Ages are Different and You Can't Treat Both? », *Journal of Medical Ethics*, vol. 15, p. 28-32.

Lewis, S.A., M. Antoniak, A.J. Venn, L. Davies, A. Goodwin, N. Salfield *et al.* (2005), « Secondhand Smoke, Dietary Fruit Intake, Road Traffic Exposures, and the Prevalence of Asthma: A Cross-Sectional Study in Young Children », *American Journal of Epidemiology*, 161 (5), p. 406-411.

Lin, C.A., L.A. Pereira, D.C. Nishioka, G.S. Conceição, A.F. Braga et P.N. Saldiva (2004), « Air Pollution and Neonatal Deaths in Sao Paulo, Brazil », *Brazilian Journal of Medical and Biological Research,* 37 (5), p. 765-770.

Liu, J.T, J.K. Hammitt, J.D. Wang et J.L. Liu (2000), « Mothers Willingness To Pay For Her Own And Her Child's Health: A Contingent Valuation Study in Taiwan », *Health Economics*, vol. 9, p. 319-326.

Lorgelly, P.K., D. Joshi, M. Iturriza Gomara, C. Flood, C.A. Hughes, J. Dalrymple *et al.* (2008), « Infantile Gastroenteritis in the Community: A Cost-of-illness Study », *Epidemiology and Infection*, 136 (1), p. 34-43.

Maguire, K.B., N. Owens et N.B. Simon (2004), « The Price Premium for Organic Babyfood: A Hedonic Analysis », *Journal of Agricultural and Resource Economics,* 29 (1), p. 132-149.

Mansfield, C., F. Reed Johnson et G. van Houtven (2006), « The Missing Piece: Valuing Averting Behaviour for Children's Ozone Exposures », *Resource and Energy Economics,* 28, p. 215-228.

Massey, R. et F. Ackerman (2003), « Costs of Preventable Childhood Illness: The Price We Pay for Pollution », *Global Development and Environment Institute Working Paper* n° 03-09, Tufts University.

McConnell, R., K. Berhane, L. Yao, M. Jerret, F. Lurmann, F. Gilliland *et al.* (2006), « Traffic, Susceptibility, and Childhood Asthma », *Environmental Health Perspectives*, 114, p. 766-772.

Mead, R. W. et V. Brajer (2005), « Protecting China's Children: Valuing the Health Impacts of Reduced Air Pollution in Chinese Cities », *Environment and Development Economics,* 10, p. 745-768.

Menegaux, F., A. Baruchel, Y. Bertrand, B. Lescoeur, G. Leverger, B. Nelken *et al.* (2006), « Household Exposure to Pesticides and Risk of Childhood Acute Leukaemia », *Occupational Environmental Medicine*, 63, p. 131-134.

Miller, T., V.A. Rauh, S.A. Glied, D. Hattis, A. Rundle, H. Andrews *et al.* (2006), « The Economic Impact of Early Life Environmental Tobacco Smoke Exposure: Early Intervention for Developmental Delay », *Environmental Health Perspectives*, 114, p. 1585-1588.

Mount, T., W. Weng, W. Schulze et L. Chestnut (2001), « Automobile Safety and the value of Statistical Life in the Family: Valuing Reduced Risks for Children, Adults and the Elderly », document présenté à la conférence de l'Association of Environmental and Resource Economists, Bar Harbor, Maine, 13-15 juin 2001.

Nevin, R., D.E. Jacobs, M. Berg et J. Cohen (2007), « Monetary Benefits of Preventing Childhood Lead Poisoning with Lead-safe Window Replacement », in *Environmental Research,* 106(3): 410-419.

OMS (2006), *WHO Air Quality Guidelines: Global Update 2005,* OMS, Genève.

OMS (Organisation mondiale de la santé) (2004b), *Health Aspects of Air Pollution – Results from the WHO Project « Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe »,* OMS, Copenhague.

Pearce, D., G. Atkinson et S. Mourato (2006), *Cost Benefit Analysis and the Environment – Recent Developments,* OCDE, Paris.

Penard-Morand, C., D. Charpin, C. Raherison, C. Kopferschmitt, D. Caillaud, F. Lavaud *et al.* (2005), « Long-term Exposure to Background Air Pollution Related to Respiratory and Allergic Health in Schoolchildren », *Clinical and Experimental Allergy*, 35, p. 1279-1287.

Perera, F.P., V. Rauh, R.M. Whyatt, W.-Y., Tsai, D. Tang, D. Diaz *et al.* (2006), « Effect of Prenatal Exposure to Airbone Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Neurodevelopment in the First 3 Years of Life among Inner-city Children », *Environmental Health Perspectives*, 114, p. 1287-1292.

Pierse, N., L. Rushton, R.S. Harris, C.E. Kuehni, M. Silverman et J. Grigg (2006), « Locally Generated Particulate Pollution and Respiratory Symptoms in Young Children », *Thorax*, 61, p. 216-220.

Pitt, M. et M. Rosenzweig (1990), « Estimating the Intrahousehold Incidence of Illness: Child Health and Gender-Inequality in the Allocation of Time », *International Economic Review*, vol. 31, p. 969-989.

Pope, C., M. Thun, M. Namboodri, D. Dockery, J. Evans, F. Speizer et C. Health (1995), « Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults », *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine,* Vol. 151, p. 669-674.

Rauh, V.A., R.M. Whyatt, R. Garfinkel, H. Andrews, L. Hoepner, A. Reyes *et al.* (2004), « Developmental Effects of Exposure to Environmental Tobacco Smoke and Materiel Hardship among Inner-city Children », *Journal of Neurotoxicology and Teratology*, 26 (3), p. 373-385.

Rosado, J. L., D. Ronquillo, K. Kordas, O. Rojas, J. Alatorre, P. Lopez *et al.* (2007), « Arsenic Exposure and Cognitive Performance in Mexican Schoolchildren », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 1371-1375.

Rozan, A. (2005), « How to measure health costs induced by air pollution? », *Swiss Journal of Economics and Statistics*, 137, p. 103-116.

Rudant, J., F. Menegaux, G. Leverger, A. Baruchel, B. Nelken, Y. Bertrand *et al.* (2007), « Household Exposure to Pesticides and Risk of Childhood Hematopoietic Malignancies: The ESCALE Study (SFCE) », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 1787-1793.

Saldiva, P.N., A.F. Lichtenfels, C.S. Paiva, I.A. Barone, M.C. Parada, M. Martins *et al.* (1994), « Association between Air Pollution and Mortality due to Respiratory Diseases in Children in Sao Paulo, Brazil: a Preliminary Report », *Environmental Research*, 65, p. 218-225.

Schramm, B., B. Ehlken, A. Smala, K. Quednau, K. Berger et D. Nowak (2003), « Cost of Illness of Atopic Asthma and Seasonal Allergic Rhinitis in Germany: 1-yr Retrospective Study », *European Respiratory Journal*, 21, p. 116-122.

Schwartz, J., R. Levin et K. Hodge (1997), « Drinking Water Turbidity and Pediatric Hospital for Gastrointestinal Illness in Philadelphia », *Epidemiology*, 8 (6), p. 615-620.

Ségala, C., D. Poizeau, M. Mesbah, S. Willems et M. Maidenberg (2008), « Winter Air Pollution and Infant Bronchiolitis in Paris », *Environmental Research*, 106, p. 96-100.

Slovic, P. (1987), « Perception of Risk », *Science*, vol. 236, n° 4799, p. 280-285.

Smith, K.R., C.F. Corvalan et T. Kjellstrom (1999), « How Much Global Ill Health is Attributable to Environmental Factors? », *Epidemiology*, 10, p. 573-584.

Stefanak, M., J. Diorio et L. Frisch (2005), « Cost of Child Lead Poisoning to Taxpayers in Mahoning County, Ohio », *Public Health Reports*, 120 (mai-juin 2005), p. 311-315.

Stieb, D., P.D. Civita, F.R. Johnson, M.P. Manary, A.H. Anis, R.C. Beveridge et S. Judek (2002), « Economic Evaluation of the Benefits of Reducing Acute Cardiorespiratory Morbidity Associated with Air Pollution », *Environmental Health: A Global Access Science Source*, vol. 1, p. 7.

Takeuchi, K., A. Kishimoto et T. Tsuge (2006), « Social Perspectives on Valuing Risk Reductions for Children », document de travail.

Tanaka, K., Y. Miyake, M. Arakawa, S. Sasaki et Y. Ohya (2007), « Prevalence of Asthma and Wheeze in Relation to Passive Smoking in Japanese Children », *Annals of Epidemiology*, 17(12), p. 1004-1010.

Trasande, L., P.J. Landrigan et C. Schechter (2005), « Public Health and Economic Consequences of Methyl Mercury Toxicity to the Developing Brain », *Environmental Health Perspectives*, 113, p. 590-596.

Tsuchiya, A., P. Dolan et R. Shaw (2003), « Measuring People's Preferences Regarding Ageism in Health: Some Methodological Issues and some Fresh Evidence », *Social Science and Medicine*, vol. 57, p. 687-696.

Tsuge, T., A. Kishimoto et K. Takeuchi (2005), « Choice Experiment Approach to the Valuation of Mortality », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 31, n° 1, p. 73-95.

Van Houtven, G., M.B. Sullivan et C. Dockins (2008), « Cancer Premiums and Latency Effects: A Risk Tradeoff Approach for Valuing Reductions in Fatal Cancer Risks », *Journal of Risk Uncertainty*, vol. 36, p. 179-199.

Viscusi, W. Kip et Joseph E. Aldy (2007), « Labor Market Estimates of the Senior Discount for the Value of Statistical Life », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 53, p. 377-392

Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber (1987), « An Investigation of the Rationality of Consumer Valuations of Multiple Health Risks », *RAND Journal of Economics*, vol. 18, n° 4, p. 465-479.

Viscusi, W. Kip et Joseph E. Aldy (2003), « The Value of a Statistical Life: A Critical Review of Market Estimates throughout the World », in *Journal of Risk and Uncertainty*, Springer, vol. 27(1), p. 5-76,

Wang, S.-X., Z.-H. Wang, X.-T. Cheng, J. Li, Z.-P. Sang, X.-D. Zhang *et al.* (2007), « Arsenic and Fluoride Exposure in Drinking Water: Children's IQ and Growth in Shanyin County, Shanxi Province, China », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 643-647.

Wasserman, G.A., X. Liu, F. Parvez, H. Ahsan, P. Factor-Litvak, J. Kline *et al.* (2007), « Water Arsenic Exposure and Intellectual Function in 6-Year-old Children in Araihazar, Bangladesh », *Environmental Health Perspectives*, 115, p. 285-289.

Weiss, K.B., S.D. Sullivan et C.S. Lyttle (2000), « Trends in the Cost of Illness for Asthma in the United States », *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 106 (3), p. 493-499.

Woodruff, T., J. Grillo et K.C. Schoendorf (1997), « The Relationship between Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality and Particulate Air Pollution in the United States », *Environmental Health Perspectives*, 105 (6), p. 508-612.

Xiong, X.-Z., J.-L. Liu, W.-H. He, T. Xia, P. He, X.-M. Chen *et al.* (2007), « Dose-effect Relationship between Drinking Water Fluoride Levels and Damage to Liver and Kidney Functions in Children », *Environmental Research*, 103, p. 112-116.

Yolton, K., K. Dietrich, P. Auinger, B.P. Lanphear et R. Hornung (2005), « Exposure to Environmental Tobacco Smoke and Cognitive Abilities among US Children and Adolescents », *Environmental Health Perspectives*, 113 (1), p. 98-103.

Zahm, S.H. et M.H. Ward (1998), « Pesticides and Childhood Cancer », *Environmental Health Perspectives*, 106 (3), p. 893-908.

Zhang, J., W. Hu, F. Wei, G. Wu, L.R. Korn et R.S. Chapman (2002), « Children's Respiratory Morbidity Prevalence in Relation to Air Pollution in Four Chinese Cities », *Environmental Health Perspectives*, 110, p. 961-967.

Chapitre 2

Évaluation des risques pour la santé des enfants – Les défis posés au chercheur

Le chercheur qui souhaite attribuer une valeur à la réduction des risques pour la santé des enfants doit faire face à plusieurs difficultés méthodologiques, qui ont trait notamment : au recueil des préférences auprès de tiers ; à la prise de décision au sein du ménage et à la composition de celui-ci ; au caractère peu probable et peu familier ou incertain des risques affrontés ; aux effets de différentes caractéristiques ou types des risques ; et à l'actualisation des bénéfices futurs lorsqu'il s'agit d'impacts sanitaires latents. Dans certains cas, ces difficultés sont particulièrement importantes lorsque la réduction des risques est évaluée pour les enfants.

Introduction

Comme mentionné dans l'introduction, les tentatives effectuées pour attribuer une valeur économique à des modifications des risques ont soulevé une série de questions méthodologiques. Nombre de ces questions sont particulièrement importantes lorsque l'exercice d'évaluation concerne les enfants. Par exemple, les personnes interrogées peuvent percevoir de façon très différente le degré de maîtrisabilité d'un même risque intervenant dans un même contexte selon qu'il concerne des adultes ou des enfants.

Par ailleurs, certaines questions se rapportent à l'évaluation de la réduction des risques liés à l'environnement. Or ces risques sont fondamentalement différents pour les enfants. D'une part, il est impossible de recueillir directement les préférences des enfants en matière de risque. D'autre part, lorsqu'on procède à l'évaluation de la réduction des risques sanitaires chez l'enfant, il est également important de poser des hypothèses concernant les modalités de prise de décision et de répartition des ressources au sein du foyer entre la réduction des risques et d'autres biens valorisés par les membres du foyer.

Dans ce chapitre, les aspects théoriques et les données ayant trait à ces questions sont brièvement examinés. Certaines de ces problématiques ont été étudiées de façon plus détaillée dans OCDE (2006). Le chapitre suivant porte sur la façon dont les questions les plus importantes ont été traitées lors du développement, de la validation et de la réalisation des enquêtes menées dans le cadre du projet VERHI.

Ce chapitre s'attache à décrire cinq grandes difficultés méthodologiques :

- recueil auprès de tiers des préférences en matière de risques pour les enfants et altruisme ;
- répartition des ressources et caractéristiques des ménages ;
- risques peu probables, peu familiers ou incertains ;
- caractéristiques du risque ; et
- latence du risque et actualisation des bénéfices futurs sur le plan de la santé.

Qui est en mesure de « parler » au nom des enfants ?

La première difficulté de taille a trait à *la façon dont sont recueillies les préférences des enfants*. Dans les ouvrages consacrés à ce sujet, différents points

de vue[1] peuvent être adoptés pour mesurer le bien-être social lié à une réduction de risque donnée :

- le point de vue des enfants ;
- le point de vue de la société ;
- le point de vue des parents.

D'après la théorie économique du bien-être, la meilleure façon d'estimer la valeur qu'accordent les individus à la réduction des risques est d'utiliser la valeur que les individus concernés attribuent eux-mêmes à la réduction des risques en question. Cette méthode découle directement du principe de « souveraineté du consommateur » : les individus étant les mieux placés pour savoir comment ils souhaitent répartir leurs propres ressources, le moyen le plus fiable d'estimer la valeur qu'ils accordent à la réduction des risques est de leur poser directement la question. Afin d'appliquer ce principe dans le contexte spécifique de l'évaluation des bénéfices pour la santé des enfants, il faudrait demander aux enfants quel serait le montant maximum qu'ils seraient prêts à débourser pour éviter ou réduire les risques environnementaux pour leur santé au quotidien (adoption du point de vue des enfants).

Toutefois, une telle approche n'est ni appropriée ni applicable, et ce pour plusieurs raisons. Les enfants ne peuvent généralement pas faire preuve d'une maturité comparable à celle des adultes pour prendre des décisions en matière de santé. De plus, ils n'ont pas pleinement conscience des contraintes budgétaires qui leur sont imposées et ne contrôlent pas les ressources financières. Par ailleurs, si la compréhension des risques pose des difficultés pour les adultes, elle en présente à l'évidence davantage encore pour les enfants. Dans ces conditions, les enfants sont incapables d'opérer les arbitrages entre santé et ressources financières qu'exigerait une étude de leurs préférences révélés. De fait, ils dépendent de leurs parents (ou des personnes qui en ont la garde) pour prendre toutes les décisions importantes les concernant, notamment celles liées à la santé et à la sécurité.

Dans l'optique des politiques publiques, la mesure la plus souhaitable du bien-être est celle du bien-être social (c'est-à-dire une mesure reflétant la valeur que les individus accordent à leur santé et à leur sécurité, et celle qu'ils attribuent à la réduction des risques qui pèsent sur la santé et la sécurité des autres). La mesure du bien-être social en vue d'atténuer les risques environnementaux pour la santé des enfants peut être obtenue à partir d'un échantillon représentatif de la population comprenant des parents et des non-parents (adoption du point de vue de la société). Des études empiriques ont montré que les individus accordent en général plus de valeur à la vie d'un enfant qu'à la vie d'un adulte, pour un même niveau apparent de variation des risques (voir, par exemple, Moore et Viscusi, 1988). Ce phénomène pourrait s'expliquer par l'altruisme dont les deux parents font preuve à l'égard de leurs

propres enfants et de ceux des autres, mais également par l'altruisme des non-parents envers les enfants en général. Les bénéfices extérieurs découlant des investissements réalisés en faveur des enfants (en matière de santé, de sécurité, d'éducation, etc.) étant partagés par l'ensemble de la société, les bénéfices des politiques risquent d'être surestimés lorsque l'altruisme constitue un facteur prépondérant. Il existe des modèles tenant compte de l'altruisme, mais il importe de distinguer les différents types d'altruisme pris en considération.

L'altruiste « paternaliste » valorise certains aspects spécifiques du bien-être d'un individu (par exemple, le niveau de consommation en matière de sécurité), mais ne prend pas en compte l'utilité de cet individu en général. Ce type d'altruisme est parfois appelé altruisme centré sur la sécurité. En revanche, l'altruiste « non paternaliste » s'intéresse uniquement au niveau d'utilité des individus en général (déterminé à la fois par le niveau de santé et de sécurité dont ils bénéficient et par leur consommation d'autres biens et services). L'altruiste paternaliste affiche un consentement à payer (CAP) positif pour réduire les risques auxquels les autres sont exposés, même si leur niveau d'utilité ne s'en trouve pas modifié. Si toutes les personnes paient le montant maximal qu'elles sont disposées à débourser pour réduire les risques qu'elles encourent, leurs niveaux d'utilité resteront les mêmes, tout comme les niveaux des altruistes non paternalistes. Le fait d'ignorer ce phénomène et d'ajouter le CAP des altruistes non paternalistes pour l'augmentation des niveaux d'utilité des autres engendrée par la réduction des risques conduirait à un « double comptage ». Ajouter le CAP des altruistes non paternalistes à celui des individus eux-mêmes (ou de leurs parents qui les représentent) serait donc contre-indiqué. Par conséquent, il est préférable de ne prendre en compte que le CAP des altruistes « paternalistes », et cette pratique est généralement admise (Takeuchi *et al.*, 2008 ; Harbaugh, 1999 ; Jones-Lee, 1991 et 1992).

Lorsqu'il s'agit d'enfants, la situation est encore plus compliquée car il est difficile de faire la distinction entre l'altruisme paternaliste et non paternaliste (de la part des parents comme des non-parents). De ce fait, l'évaluation des bénéfices obtenus chez les enfants en matière de santé et de sécurité peut être particulièrement sujette au problème du double comptage, qui entraîne la mise à disposition de plus de sécurité et de moins d'autres biens pour les enfants par rapport au niveau optimal (Jones-Lee, 1991 et 1992 ; Harbaugh, 1999)[2]. En conclusion, étant donné qu'il est impossible d'établir une telle distinction dans la pratique, le point de vue de la société n'est pas la meilleure approche pour établir les préférences des enfants, et il est nécessaire d'en adopter un autre.

Un autre point de vue dont l'adoption a été proposée afin d'évaluer les risques environnementaux pour la santé des enfants est celui de « l'adulte en tant qu'enfant » (voir Tolly et Fabian, 1999). Cette approche nécessite que les

adultes se mettent à la place des enfants et qu'ils repensent à leur propre enfance et aux risques auxquels ils étaient confrontés. Si cette démarche présente l'avantage d'être fondée sur des valeurs que les répondants fournissent à propos d'eux-mêmes, elle soulève d'importants problèmes sur le plan de l'élaboration des questionnaires et en raison de l'effort intellectuel exigé des personnes interrogées. En effet, celles-ci doivent se souvenir de leurs préférences et de leur situation en tant qu'enfants et non en tant qu'adultes, ce qui demande un effort considérable. De plus, le problème concernant la contrainte budgétaire applicable demeure. Il convient donc de mener des recherches plus approfondies pour déterminer la solidité de cette approche.

Un examen des études réalisé par Scapecchi (2006) révèle que, dans le cadre des travaux empiriques, c'est presque toujours le point de vue des parents qui a été retenu pour l'évaluation des bénéfices engendrés par la réduction des risques environnementaux pour la santé des enfants – autrement dit, les parents ont été invités à opérer des arbitrages au nom de leurs enfants. En général, ils sont considérés comme les personnes les mieux à même d'exprimer les préférences des enfants, car ils sont censés les connaître mieux que personne et les intérêts de leurs enfants sont supposés leur tenir à cœur. L'adoption de l'approche parentale soulève les questions suivantes : comment les parents jugent-ils les risques les concernant personnellement par rapport à ceux touchant leurs enfants, et comment l'altruisme peut-il influencer ce jugement.

L'altruisme dont les parents font preuve envers les enfants peut expliquer les écarts observés entre le CAP pour réduire un risque encouru par un enfant et celui pour réduire le même risque encouru par un adulte. Il peut également apporter des éléments prouvant que la valeur d'une vie statistique (VVS) est plus élevée pour les enfants que pour les adultes. Comme souligné ci-avant, les études empiriques qui évaluent les bénéfices pour la santé des enfants sont peu nombreuses, mais elles constatent pour la plupart que les parents accordent généralement une plus grande valeur à la vie ou à la santé de leurs enfants qu'à la leur (voir, par exemple, Liu *et al.*, 2000 ; Dickie et Messman, 2004 ; Agee et Crocker, 2008)[3]. Cela peut être considéré comme une indication concrète de l'importance de l'altruisme des parents à l'égard de leurs enfants.

Dickie et Messman (2004) ont proposé d'évaluer le degré d'altruisme (ou d'égoïsme) des parents envers leurs enfants en estimant directement le taux marginal de substitution (TMS) entre la santé des enfants et celle des parents. Ils ont supposé que les préférences des parents étaient neutres, ce qui correspond au cas où le TMS est égal à l'unité. Un TMS supérieur à 1 signale un degré significatif d'altruisme des parents envers leurs enfants. Dans la pratique, Dickie et Messman (2004) ont estimé que le TMS entre la santé des enfants et celle des parents s'approchait de 2, ce qui semble indiquer que les

préférences des parents ne sont pas neutres et qu'il existe donc un altruisme parental à l'égard des enfants.

Agee et Crocker (2008) ont utilisé des données provenant d'un panel représentatif de familles américaines pour évaluer le TMS entre les valeurs de la réduction des risques pour la santé des enfants et celle des parents. Le TMS a pu être estimé en procédant à l'évaluation de l'impact marginal de la santé sur la demande de services de soins de santé des parents pour eux-mêmes et pour leurs enfants. Le taux de substitution moyen entre la santé des enfants et celle des parents a été estimé à 1.83. Ces résultats semblent indiquer que les parents accordent une valeur pratiquement deux fois plus élevée à la santé de leurs enfants qu'à leur propre santé.

D'après l'analyse qui précède, le point de vue des parents apparaît comme la meilleure approche pour recueillir les préférences des enfants. Le point de vue de « l'adulte en tant qu'enfant » ne semble pas constituer une solution viable en raison de plusieurs problèmes non résolus.

Composition des ménages et prise de décision au sein des ménages : quel impact sur les résultats ?

Modèles unitaire et collectif de répartition des ressources au sein des ménages

Un autre problème méthodologique étroitement lié au précédent qui peut compliquer l'évaluation des risques pour la santé des enfants concerne la prise en compte des modalités de répartition et de hiérarchisation des ressources entre la sécurité et d'autres biens au sein du foyer. Les hypothèses posées quant au modèle de répartition des ressources en vigueur au sein d'un foyer peuvent avoir des conséquences importantes pour les mesures du bien-être qui sont tirées d'enquêtes où il est demandé à des personnes choisies au hasard (parents) de représenter leur foyer.

Le principal modèle utilisé en économie pour analyser la répartition des ressources au sein d'un foyer repose sur les travaux de Becker (1991). Il suppose un consensus parental (c'est-à-dire des préférences communes), ainsi que des parents actifs et des enfants passifs. En d'autres termes, les parents perçoivent les risques environnementaux pour la santé de leurs enfants et prennent, en fonction de ces perceptions et pour le compte de leurs enfants, des décisions à propos de ces risques. Par ailleurs, on suppose que la fonction d'utilité du foyer est unitaire (d'où le nom de modèle unitaire) : la famille maximise une seule fonction d'utilité avec centralisation des ressources financières. Cette approche a souvent été adoptée dans le cadre des études économiques évaluant la santé des enfants, en raison de ses hypothèses attrayantes et de sa facilité d'application (la fonction d'utilité unique implique que le CAP du ménage représente une mesure pertinente du « bien-être »).

Plusieurs modèles économiques théoriques servent de justification à l'adoption du point de vue des parents (ou des personnes ayant la garde des enfants) (voir Viscusi *et al.*, 1987). Les modèles théoriques les plus fréquemment pris en compte comprennent des modèles de maximisation de l'utilité, des modèles de production des ménages et des modèles de répartition interne au sein des ménages.

- Dans les *modèles de maximisation de l'utilité*, la fonction d'utilité des parents dépend de la consommation, de la santé des enfants et d'autres biens, et elle est soumise à une contrainte budgétaire. Ces modèles permettent d'évaluer un CAP individuel (parental) pour réduire les risques sanitaires chez l'enfant.
- Dans les *modèles de production des ménages*, le foyer constitue l'unité pertinente. Ces modèles permettent d'estimer la valeur qu'un ménage accorde à la réduction des risques pour la santé de ses propres enfants, et d'évaluer un CAP au niveau du ménage, soumis aux contraintes budgétaires du foyer. Les risques pour la santé des enfants sont considérés en tant que résultats de la production du foyer.
- Les *modèles de répartition interne au sein des ménages* étudient les relations au sein du foyer puis cherchent à déterminer comment ces relations peuvent influencer la répartition des ressources entre les membres du foyer. Comme les modèles de production des ménages, ils permettent d'estimer le CAP des parents pour réduire les risques sanitaires chez leurs propres enfants. Cependant, les arbitrages opérés au sein de la famille (concernant, par exemple, une maladie ou une blessure) sont pris en compte de façon implicite.

Des études empiriques (voir Viscusi *et al.*, 1987) ont montré que le ménage constitue l'unité de prise de décision la plus pertinente concernant la santé des enfants. Toutefois, certains problèmes peuvent miner les hypothèses retenues dans le modèle correspondant, dont : 1) l'absence de préférences communes aux parents (les deux parents n'ont pas les mêmes préférences pour leurs enfants) et 2) le traitement des situations où un enfant est capable de prendre seul des décisions pouvant concerner l'ensemble du ménage. Ces problèmes ont eu pour effet de renforcer l'intérêt pour les modèles pluralistes de préférences des ménages, qui envisagent les décisions du foyer comme des décisions collectives prises par des individus. Les fonctions d'utilité individuelles des différents membres du foyer (du moins celles des adultes) sont « agrégées » pour aboutir à une décision collective prenant en considération les préférences de chacun d'entre eux. Les décisions du ménage peuvent être modélisées soit comme le résultat d'un processus de négociation (Manser et Brown, 1980), soit comme une répartition des ressources efficiente au sens de Pareto (Chiappori, 1988). L'approche collective comporte également

des modèles en vertu desquels chaque conjoint est responsable des décisions et des dépenses relatives à différents biens[4].

Le choix du modèle est important pour l'exercice d'évaluation dans la pratique. En effet, différents impacts environnementaux sur la santé peuvent avoir des répercussions très diverses au niveau de la prise de décisions des ménages, nécessitant donc d'adopter un modèle en particulier (par exemple, le modèle unitaire) plutôt qu'un autre (le modèle collectif). Par exemple, une étude s'est récemment penchée sur l'évaluation des impacts du tabagisme passif sur la santé des enfants (Agee et Crocker, 2001). Cette étude illustre clairement la nécessité de comprendre et de prendre en compte les externalités au sein du foyer. Dans ce cas, l'utilité de certains membres du foyer (des parents/adultes, par exemple) entre dans la fonction de santé des autres membres du foyer (les enfants).

Dans le contexte spécifique de l'évaluation de la santé des enfants, le modèle unitaire a été largement appliqué. On peut raisonnablement s'attendre à ce qu'il y ait des différences entre les préférences des individus et du ménage, bien qu'aucun élément empirique ne le justifie clairement. Les données empiriques existantes offrent au mieux des résultats en demi-teinte. Plusieurs études se sont efforcées d'évaluer la pertinence du modèle unitaire. Par exemple, Thomas (1997) a observé que les revenus maternels et paternels avaient des effets très différents sur les schémas de consommation et d'investissement. En effet, les revenus maternels ont une incidence notablement plus forte sur la santé des enfants que les revenus paternels, d'où l'on peut conclure que le modèle unitaire ne convenait pas aux données utilisées dans le cadre de l'étude. De la même façon, Dupont (2004) a montré que les pères et les mères – et plus généralement les hommes et les femmes – présentaient des CAP différents en ce qui concerne les améliorations liées aux biens environnementaux, particulièrement pour les activités chronophages.

Bateman et Munro (2009) ont également testé l'hypothèse selon laquelle les réponses des individus correspondent à celles du ménage, comme le suggère le modèle unitaire. Leur modèle rejette l'hypothèse de l'existence de préférences communes dans le ménage. Par exemple, les femmes sont plus sensibles que les hommes aux variations des prix. L'étude a également mis en évidence que les chiffres du CAP dépendent clairement du type de répondant (ménage ou individu). Toutefois, bien que leurs résultats soient intéressants, les auteurs ont interrogé ensemble les deux conjoints – une approche qui, dans la plupart des cas, n'est pas réalisable dans la pratique, notamment en raison des coûts trop élevés de l'étude. Pour leur part, Cockerill *et al.* (2006) ont étudié les modèles de prise de décision au sein du foyer dans le contexte des études d'évaluation de la santé des enfants. Ils ont demandé aux personnes interrogées de chiffrer leur CAP pour éviter à eux-mêmes et à leurs enfants une blessure grave mais non mortelle. L'étude n'a pas révélé de différence

significative entre les CAP des pères et des mères, ce qui plaiderait plutôt en faveur de l'utilisation du modèle unitaire. Parmi les autres études récentes ayant analysé les modèles des ménages et des individus dans le cadre de l'évaluation, on peut citer celles de Strand (2007) et de Lindhjem et Navrud (2009).

Si la plupart de ces études ne plaident pas en faveur du modèle unitaire, il ne faudrait cependant pas interpréter leurs résultats comme un rejet intégral de ce modèle. En effet, bien que reposant sur des hypothèses relativement simplistes, le modèle unitaire a permis de mieux appréhender le processus décisionnel interne au ménage. Aussi certaines études ont-elles tenté d'évaluer la pertinence des modèles collectifs. Bien qu'elles traitent en majeure partie de l'offre de main-d'œuvre et de la demande de consommation, la plupart de ces études soutiennent également dans leurs conclusions le modèle collectif (voir, par exemple, Ward-Batts, 2008 ; Dauphin *et al.*, 2004 ; van Klaveren *et al.*, 2008). Dans de nombreux cas, le revenu relatif a une influence significative sur le pouvoir décisionnel, et le poids relatif des femmes dans la prise de décision augmente avec la présence d'enfants en bas âge au sein du foyer (Dosman et Adamowicz, 2006). Smith et van Houtven (2003) ont élargi le cadre proposé par Chiaporri (1988) pour y inclure une évaluation non marchande des fluctuations de la qualité et des prix. Ils en ont tiré des mesures des « variations compensatoires », qui supposent une répartition constante des revenus au sein du foyer.

La conclusion la plus importante de l'examen qui précède est que le modèle unitaire ne constitue peut-être pas le meilleur cadre conceptuel pour analyser la distribution des ressources internes au foyer. L'approche collective, selon laquelle le CAP d'un individu dépend de la part des revenus du ménage qu'il apporte, semble être plus appropriée. Toutefois, l'adoption de l'approche collective nécessite de déterminer à la fois les fonctions d'utilité des individus et une « règle de partage », aucune des deux n'étant directement observable sans supposer la divisibilité des décisions entre les conjoints (Smith et van Houtven, 2003). Plus important encore, cette hypothèse peut compliquer considérablement le modèle en présence de rivalités et d'externalités à l'intérieur du ménage.

Au regard de l'importance potentielle et de la complexité des modèles de répartition des ressources au sein des ménages, des travaux de recherche plus approfondis devraient être effectués afin de mieux comprendre les comportements collectifs vis-à-vis des « biens publics ». Par ailleurs, la validité des modèles collectifs dans le contexte de l'évaluation de la santé des enfants devrait faire l'objet d'une estimation spécifique. En attendant, le modèle unitaire constitue une simplification valable et utile qui a été appliquée dans le cadre du projet VERHI. Cependant, les facteurs liés au foyer, tels que la composition du ménage, les préférences entre garçons et filles et la

structure par âges, peuvent avoir un impact significatif sur le CAP pour réduire les risques auxquels sont exposés les enfants. Par conséquent, une attention particulière est portée à la neutralisation de l'influence de certains de ces facteurs sur les estimations du CAP. Nous analysons brièvement ces facteurs dans la partie suivante.

Incidences des caractéristiques du ménage sur l'évaluation parentale

De nombreuses études se sont intéressées à l'influence de facteurs intrinsèques au ménage, tels que des parents divorcés, la présence ou l'absence du père ou d'une fratrie, ou encore la structure par âges des membres de la famille, sur le CAP des parents pour réduire les risques environnementaux pour la santé de leurs enfants. Certaines études ont ainsi souligné que la composition et la structure familiales influaient de façon significative sur le CAP parental. En particulier, Dickie et Messman (2004) ont démontré l'importance de la composition familiale pour le CAP : par exemple, les parents isolés sont prêts à payer davantage que les parents mariés pour limiter les risques de maladies aiguës menaçant un enfant.

Les facteurs culturels peuvent également jouer un rôle de poids dans l'évaluation des bénéfices en matière de santé pour un enfant. Dans certains pays, la culture et les coutumes poussent à favoriser un sexe par rapport à l'autre. Par exemple, il apparaît qu'à Taïwan, les mères sont disposées à allouer davantage de ressources à la santé de leurs fils qu'à celle de leurs filles (Liu *et al.*, 2000). Certaines études empiriques ont mis en évidence des divergences d'évaluation entre des personnes de différentes appartenances ethniques (Joyce *et al.*, 1998).

Plus récemment, Chen et Escarce (2007) ont évalué les répercussions de la structure familiale sur le traitement et les résultats médicaux obtenus chez des enfants souffrant d'asthme. En se fondant sur les données des enquêtes américaines sur les dépenses médicales (1996-2006, US Medical Expenditure Panel Survey) et sur la santé des enfants (2003, US National Survey of Children's Health), ils ont découvert que la structure familiale avait une incidence significative sur les soins de santé reçus par les enfants : les enfants asthmatiques vivant avec leur mère célibataire consultaient moins souvent un médecin pour l'asthme dans l'année et se voyaient prescrire moins de médicaments que les enfants de familles biparentales. De plus, d'après les conclusions des auteurs, les enfants asthmatiques vivant avec 2 ou 3 autres enfants consultaient moins souvent pour l'asthme et avaient mois de prescriptions médicales que les enfants asthmatiques seuls dans le foyer.

Selon l'âge, le sexe ou l'état de santé de l'enfant, les préférences des parents concernant les réductions des risques encourus par l'enfant peuvent diverger (Pitt et Rosenzweig, 1990). Par exemple, pour Mutharayappa *et al.*,

(1997), les garçons ont légèrement plus de chances de bénéficier d'une couverture vaccinale totale (c'est-à-dire de recevoir toutes les vaccinations recommandées contre six maladies d'enfance : tuberculose, diphtérie, coqueluche, tétanos, poliomyélite et rougeole) et sont allaités plus longtemps en moyenne que les filles. Cette analyse laisse également entendre que les filles sont moins susceptibles d'être déclarées malades, car les parents accordent moins d'attention à leurs maladies. En outre, elles sont moins souvent amenées en consultation dans un centre de santé ou auprès d'un professionnel de la santé pour y être soignées, et sont davantage susceptibles d'accuser un grave retard de croissance.

Whittington *et al.* (2008) apportent un autre élément, plus empirique, tendant à montrer une préférence liée au sexe. Dans leur étude, ils ont évalué la demande des ménages pour un hypothétique vaccin préventif contre le VIH en Thaïlande. En examinant l'attribution des vaccins au sein du ménage, il apparaît que la fonction de demande est la même pour les deux conjoints. En revanche, si le vaccin est proposé à un prix inférieur, les femmes sont notablement plus enclines à vacciner leurs filles que leurs fils. De plus, l'étude a révélé que tant les hommes que les femmes mariés achetaient davantage de vaccins pour les femmes lorsque le ménage comptait plus de membres de sexe féminin.

Certaines études empiriques ont montré que la « prime » dont bénéficient les enfants décroissait avec l'âge (Pitt et Rosenzweig, 1990), les parents étant prêts à payer davantage pour les enfants les plus jeunes du foyer que pour les aînés. Ainsi, Jenkins *et al.* (2001) constatent que la VVS d'un enfant de 5 à 9 ans est supérieure à celle d'un enfant de 10 à 14 ans. Dickie et Messman (2004) ont eux aussi mis en évidence le fait que le CAP diminue avec l'âge de l'enfant.

Ce phénomène est souvent d'autant plus marqué que le nombre d'enfants du ménage est élevé. En cas de fratrie nombreuse, il est plus fréquent que les parents favorisent les cadets plutôt que les aînés, d'où un CAP plus élevé pour protéger les plus jeunes. Cette tendance est souvent expliquée par un choix fait en fonction du rapport « quantité/qualité », décrit par Hanushek (1992). Dickie et Messman (2004) ont prouvé la relation inversement proportionnelle existant entre le CAP et le nombre d'enfants. Dans leur étude, le CAP parental médian pour éviter une journée à symptômes s'élève à 195 USD lorsque le foyer compte un seul enfant, à 159 USD lorsqu'il compte deux enfants et à 142 USD lorsqu'il en compte trois.

En règle générale, l'aversion des parents aux risques est plus forte lorsque l'enfant est concerné. Ainsi, dans une étude sur les produits ménagers toxiques (insecticides et produits d'entretien pour les toilettes), Viscusi,

Magat et Huber (1987) ont démontré que les parents de jeunes enfants étaient prêts à payer beaucoup plus que les adultes sans enfants pour un produit parfaitement sûr. D'après Evans et Viscusi (1991), les personnes interrogées avec des enfants de moins de cinq ans étaient prêtes à payer 0.50 USD de plus par flacon leur produit d'entretien pour les toilettes afin d'écarter le risque d'intoxication de l'enfant par ingestion, le risque d'inhalation de vapeur toxique passant au second plan. S'agissant des répondants sans jeunes enfants, aucune différence n'est apparue dans leur CAP pour éviter les vapeurs toxiques ou l'autre risque proposé (irritation oculaire).

Agee et Crocker (1996) ont évalué le CAP parental pour réduire les risques de séquelles neurologiques liées à l'exposition des enfants au plomb. Leurs résultats montrent qu'il existe des différences entre les parents selon le traitement qu'ils choisissent d'administrer à leur enfant : les parents qui choisissent le traitement chélateur sont prêts à payer environ dix fois plus que ceux optant pour un autre type de traitement. Enfin, Dickie et Messman (2004) ont constaté que le CAP pour éviter une maladie aiguë était plus élevé chez les parents d'enfants asthmatiques que chez les autres, ce qui laisse penser que l'état de santé de l'enfant peut influer sur le CAP déclaré par les parents.

Le statut socio-économique peut également peser sur l'évaluation de la santé de l'enfant. Currie (2008) a mis en évidence l'existence de liens forts et significatifs entre le statut des parents et la santé de l'enfant. Elle a notamment démontré la relation positive significative existant entre état de santé et revenu, dès la petite enfance : les enfants issus de familles pauvres ont davantage de problèmes de santé (tels que maladies chroniques et hospitalisations) que ceux issus de familles plus aisées. De plus, les enfants issus de familles défavorisées sont moins susceptibles de recevoir des soins médicaux pour leurs problèmes de santé, si bien que ceux-ci sont moins susceptibles d'être correctement diagnostiqués.

D'après Neidell (2001), les familles dont le statut socio-économique est bas prennent moins de mesures (ou adoptent moins un comportement d'évitement) pour réduire l'effet de la pollution atmosphérique sur l'asthme des enfants. Curtis *et al.* (2001) se sont également intéressés à l'influence du revenu et de facteurs culturels, et plus particulièrement du revenu permanent, sur la santé des enfants. Ils ont constaté que les répercussions négatives étaient bien davantage liées à un revenu moyen peu élevé qu'à un revenu courant peu élevé. Le revenu du ménage peut donc constituer un facteur important ayant une influence sur la santé et le développement de l'enfant.

En conclusion, le modèle unitaire d'allocation des ressources du ménage qui a été retenu n'est certes pas parfait sur le plan théorique, mais il permet une analyse utile et pratique de l'évaluation parentale des risques pour la santé des enfants. À l'évidence, il importe également de considérer avec

attention l'influence que peuvent avoir les différentes compositions et caractéristiques des ménages sur l'évaluation parentale des risques auxquels sont soumis les enfants. C'est cette approche qui a été retenue pour le projet VEHRI.

Comment faire appréhender des risques peu importants et peu familiers

Au vu de l'analyse qui précède, il apparaît clairement que les résultats de l'évaluation sont conditionnés par le choix des individus dont on recueille les préférences, ainsi que par les hypothèses posées concernant la façon dont sont réparties les ressources au sein des ménages (entre la réduction des risques et les autres biens). En outre, les caractéristiques des personnes dont les préférences sont recueillies et celles de leurs enfants et du ménage auquel elles appartiennent influent également sur l'évaluation des risques de diverses manières. La suite de ce chapitre met l'accent sur les difficultés qui existent pour déceler les préférences des individus (parents) selon les différents types et degrés de risques. Ce sujet est au centre de nombreuses recherches en économie et en psychologie depuis plusieurs décennies. Ci-après, nous présentons brièvement certains points importants abordés par le projet VEHRI qui présentent un intérêt particulier pour l'évaluation des risques pour les enfants.

L'une des grandes difficultés méthodologiques de l'évaluation des risques pour la santé des enfants tient au fait que le risque de mortalité de référence est généralement très faible dans le cas des enfants (il s'exprime par exemple en × pour 100 000). Les individus n'étant généralement pas habitués à des probabilités aussi faibles, ils peuvent être incapables d'appréhender correctement la réduction des risques. Ce phénomène est bien décrit dans les publications spécialisées (voir notamment Kahneman et Tversky, 2000 ; Gilovich *et al.*, 2002). Un autre problème réside dans le fait qu'il est difficile en pratique de représenter et de faire appréhender des risques aussi ténus dans l'enquête d'évaluation. Pour traiter ce problème, le projet VERHI a adopté plusieurs approches différentes, qui sont abordées au chapitre suivant.

L'incertitude associée au risque lui-même (à savoir l'ambiguïté du risque) peut également infléchir les estimations de la valeur du CAP. Les risques pour lesquels il existe une incertitude scientifique (les accidents nucléaires, par exemple) génèrent plus d'inquiétude que ceux dont la certitude est relativement plus élevée (comme les accidents de la circulation). Viscusi *et al.* (1991) ont examiné la façon dont les individus bâtissent leur perception du risque en présence d'une ambiguïté. Selon leurs conclusions, les individus sont plus à l'aise face à des risques certains que face à ceux qui présentent une incertitude.

Cette conclusion n'est pas sans conséquences pour l'évaluation de la santé des enfants. Les données épidémiologiques concernant les liens entre pollution de l'environnement et santé des enfants sont assez limitées (voir Hunt et Arigoni Ortiz, 2006, et Hunt et Ferguson, 2009). La plupart des données existantes portent sur les populations adultes, mais l'exposition journalière des enfants aux risques environnementaux n'est pas la même que celle des adultes. Comme on ignore en grande partie la réaction physique des enfants exposés à certaines substances polluantes, on peut raisonnablement considérer que l'évaluation des risques est bien plus incertaine pour les enfants que pour les adultes. Viscusi *et al.* (1991) ont démontré que lorsque des parents doivent arbitrer entre argent et risques sanitaires, ils privilégient la réduction des risques les plus incertains. Le manque de connaissances scientifiques sur la réaction des enfants aux risques environnementaux peut se répercuter sur la perception qu'ont les parents des risques que courent leurs enfants, et donc sur la valeur qu'ils attribuent à la réduction de ces risques. Cette aversion pour l'ambiguïté du risque peut déboucher sur un CAP plus élevé pour réduire des risques qui sont incertains que pour réduire ceux qui le sont moins.

Le manque de connaissance (et de compréhension) du risque à évaluer est un autre facteur pouvant fortement peser sur la fiabilité et l'ordre de grandeur de la valeur que les individus attribuent à sa réduction. Les risques peu connus (tels que l'exposition à des substances chimiques) peuvent sembler plus menaçants que des risques familiers (comme les accidents de la route). Cela peut déboucher sur des valeurs du CAP moins fiables. Ainsi, Cameron et Englin (1997) ont démontré qu'une expérience du bien à évaluer aboutissait à des estimations du CAP plus précises et plus crédibles.

D'autres études ont, quant à elles, mis en évidence qu'une mauvaise connaissance des risques pouvait conduire à des valeurs du CAP supérieures à celles des risques familiers. Par exemple, Violette et Chestnut (1983) ont constaté que les individus accordaient davantage de valeur à la réduction des risques qu'ils percevaient comme nouveaux et/ou potentiellement catastrophiques, qu'à celle des risques familiers et volontaires. À l'inverse, selon Tsuge *et al.* (2005), les répondants ayant été confrontés au cancer dans le passé (soit directement, soit par le biais d'un parent ou d'un ami) ont exprimé un CAP plus élevé pour réduire les risques de cancer (supérieur de 62 % au CAP des autres répondants). De même, van Houtven *et al.* (2008) ont démontré que la « prime » accordée au cancer était plus importante pour les cancers connus des personnes interrogées.

Dans les études précédentes, les risques de mortalité ont été présentés aux répondants à l'aide de diagrammes circulaires, d'échelles de risques, de quadrillages et de nuages de points. Corso *et al.* (2001) ont effectué une comparaison des différents supports visuels lorsque les risques sont très

faibles. Dans ce cas précis, il peut être utile de donner aux répondants un point de comparaison (par exemple, 1 sur un million signifie une personne dans une grande ville) ou bien d'agréger les risques faibles sur une durée plus longue. Ainsi, s'il est difficile de se représenter la valeur de 1 pour 10 000 sur un an, il sera peut-être plus simple de comprendre 1 pour 1 000 sur 10 ans, la probabilité étant strictement équivalente. Cette stratégie a été appliquée avec succès par Alberini *et al.* (2004) et Krupnick *et al.* (2002) au Canada et aux États-Unis. Leurs enquêtes d'évaluation, ainsi que d'autres, comprenaient également des tutoriels simples destinés à aider les répondants à comprendre les concepts de risques et de probabilité. Le projet VEHRI a mis à l'essai différentes approches correspondant aux meilleures pratiques en matière de présentation des risques, comme l'explique le chapitre suivant.

Distinction entre différents types de risques

En plus de mettre en jeu un risque de référence très faible et peu familier, les risques environnementaux pour la santé des enfants présentent d'autres caractéristiques qui peuvent influencer les valeurs obtenues. Ces caractéristiques ne sont pas forcément spécifiques aux risques pour la santé des enfants liés à l'environnement, mais leur importance peut être plus grande dans ce contexte. Fischhoff *et al.* (1978) ont mis en évidence l'impact des caractéristiques qualitatives du risque sur la perception qu'en ont les individus. Les caractéristiques d'un risque particulier peuvent influencer de façon significative la valeur que les personnes accordent à sa réduction. Cette relation peut être encore plus complexe dans le contexte de l'hygiène de l'environnement des enfants. Les données d'observation disponibles dans ce domaine laissent à penser que la « crainte » suscitée par le risque et son caractère familier ou non (comme nous l'avons mentionné ci-dessus) peuvent revêtir une importance particulière dans l'évaluation parentale des risques pour les enfants.

Selon certaines données, le CAP pour éviter un risque qui pourrait conduire à une période prolongée de douleur ou de souffrance précédant le décès, une perte de dignité et/ou de maîtrise de soi est supérieur au CAP pour éviter un risque de mort subite. La « crainte » suscitée par un risque donné peut donc avoir une incidence non négligeable sur le CAP, car elle va généralement de pair avec une angoisse plus importante. Par exemple, McDaniels *et al.* (1992) ont relevé que la perception des caractéristiques du risque n'était pas neutre dans l'évaluation du risque, et que la crainte avait pour effet d'accroître le CAP. Plus précisément, leur étude montre qu'en présence de risques bien définis (accidents de la route, par exemple), c'est la perception de l'exposition au risque qui influence le plus le CAP, alors que pour les risques moins bien définis (comme les accidents nucléaires), ce sont les degrés de crainte et de gravité qui exercent la plus forte influence.

Souvent perçu comme plus menaçant que d'autres maladies, le cancer peut servir à illustrer l'effet de la crainte sur la perception du risque et donc le CAP. Ainsi, Jones-Lee *et al.,* (1985) ont dégagé des éléments tendant à prouver l'existence d'une « prime » à la prévention du risque de cancer, avec une VVS estimée à 35 millions USD pour le cancer, contre 20 millions USD pour les maladies cardiaques et 11 millions USD pour les accidents de la route. Savage (1993) a également constaté un CAP plus élevé pour réduire les risques de cancer : le cancer de l'estomac suscitait la plus grande crainte et faisait donc l'objet d'un CAP plus élevé que les autres risques pris en considération dans son étude (incendie domestique, catastrophe aérienne et accident de voiture). Cela illustre le fait que la « prime » à la prévention du cancer peut résulter à la fois de la méconnaissance de certains cancers (comme évoqué à la section précédente) et de la « crainte » suscitée par les risques de cancer.

Magat *et al.* (1996) ont présenté des données sur les répercussions de la crainte sur la perception du risque. Il est apparu que les personnes interrogées pour leur enquête préféraient réduire leur risque de lymphome curable plutôt que celui d'accident de la route mortel. En outre, elles accordaient une valeur notablement plus élevée à la réduction du risque de lymphome létal qu'à celle d'autres risques. En utilisant une VVS moyenne de 4 millions USD (d'après Viscusi, 1992), la valeur de l'évitement d'un cas de lymphome létal est estimée à 4 millions USD, la valeur de la prévention d'un lymphome à l'issue non fatale à 2.5 millions USD et la VVS pour l'évitement d'une pathologie du système nerveux à 1.6 million USD. De même, Hammitt et Liu (2004) ont mis au jour des éléments indiquant que les individus étaient prêts à payer davantage pour réduire le risque d'un type de cancer lié à l'environnement que pour réduire un risque comparable portant sur une autre maladie chronique.

De même, Tsuge *et al.* (2005) ont découvert une légère préférence pour l'évitement des risques de cancer. Leur enquête menée auprès d'habitants de l'agglomération de Tokyo portait sur quatre types de risques : accidents, cancers, maladies cardiaques et risques généraux. Les répondants ont placé en tête de leurs préférences les mesures de lutte contre le cancer, et en dernière place les mesures de lutte contre les accidents. De plus, l'étude à montré que le caractère volontaire, le caractère maîtrisable, la gravité, la connaissance par le grand public et l'exposition étaient autant de facteurs ayant un effet significatif sur le CAP pour réduire un risque donné.

Plus récemment, Chilton *et al.* (2006) ont étudié au Royaume-Uni les effets de la crainte et des risques de référence personnels sur le CAP des individus pour réduire les risques de mortalité. Les causes de décès prématuré considérées étaient les suivantes : mort au volant/en tant que passager d'un véhicule, accident lors d'un trajet à pied, accident domestique, incendie dans un lieu public, incendie domestique, noyade, accident ferroviaire, accident industriel dans une usine dangereuse et meurtre. Les résultats ont mis en

évidence que certains risques (tels que les accidents ferroviaires, les incendies dans les lieux publics et la noyade) généraient un niveau de crainte élevé et donnaient donc lieu à une VVS élevée.

Van Houtven *et al.* (2008) ont évalué les choix des individus entre un décès dans un accident de voiture et un décès des suites de l'un des trois types de cancers suivants tiré au hasard : cancer de l'estomac, du foie ou du cerveau. Leur principale conclusion est que les personnes interrogées privilégiaient fortement l'évitement des risques de cancer. Ce dernier bénéficiait donc d'une « prime » significative : en moyenne, les répondants accordaient une valeur deux à trois fois plus élevée à la réduction du risque de cancer mortel qu'à celle du risque immédiat, fatal lui-aussi, d'un accident de voiture.

Le caractère volontaire d'un risque (c'est-à-dire la liberté de choix des personnes de courir le risque en question) peut influencer la crainte que celui-ci suscite (Slovic, 1987) et donc les valeurs du CAP. Ce facteur peut aussi être interprété en termes de « maîtrisabilité » (degré auquel les individus maîtrisent le niveau d'exposition au risque). Des recherches menées en psychologie et en économie ont montré que les individus s'inquiètent davantage des risques qu'ils perçoivent comme involontaires (l'exposition à la pollution atmosphérique, par exemple) que de ceux qu'ils considèrent comme volontaires (tels que le tabagisme, l'exposition au soleil ou la pratique de l'alpinisme) (Fischhoff *et al.*, 1978 ; Slovic, 1987). Par conséquent, ils préfèrent généralement les risques volontaires aux risques involontaires, ce qui donne à penser que le degré auquel un risque est volontaire pourrait influer sur le CAP.

Par exemple, Fischhoff *et al.* (1978) ont démontré que des risques fortement stigmatisés (tels que les accidents nucléaires), perçus comme involontaires et non maîtrisables, pouvaient être considérés comme plus importants que des risques qui ont davantage un caractère volontaire (alcoolisme ou accidents de la route, par exemple), et ce malgré le fait que les accidents nucléaires ont une probabilité de survenance plus faible que les accidents de la route et l'alcoolisme (et causent un nombre de décès annuel moindre à l'heure actuelle). Violette et Chestnut (1983) ont mis en exergue que les individus accordaient davantage de valeur à la réduction des risques involontaires et/ou potentiellement catastrophiques, qu'à celle des risques volontaires qui, s'ils se réalisent, ne sont susceptibles de toucher qu'un petit nombre de personnes. De même, Bohnenblust et Slovic (1998) ont confirmé que le CAP pour réduire les risques « volontaires » était 20 fois inférieur au CAP pour réduire les risques « involontaires ».

Vassanadumrongdee *et al.* (2005) ont obtenu des résultats contradictoires dans le cadre de deux enquêtes d'évaluation contingente réalisées en Thaïlande, qui visaient à analyser l'effet des caractéristiques perçues des

risques (maîtrisabilité, immédiateté, crainte et familiarité) sur le CAP pour réduire les risques d'accidents de la route et de pathologies pulmonaires liées à la pollution atmosphérique. Les risques liés à la pollution de l'air sont moins maîtrisables, moins effrayants, moins immédiats, moins graves et moins bien connus que ceux d'accidents de la route, mais les individus y sont davantage exposés. L'étude a montré que la maîtrisabilité avait un effet positif sur le CAP, mais que les valeurs de CAP pour réduire ces deux risques n'étaient pas statistiquement différentes. Les auteurs ont conclu que la perception du risque avait peu d'influence sur les préférences des individus et sur les estimations du CAP.

Globalement, la synthèse des éléments recueillis par ces études contradictoires semble indiquer que le degré auquel un risque est maîtrisable et volontaire influe généralement sur la valeur attribuée à sa réduction. Dans le cadre de l'évaluation des risques encourus par les enfants, il est possible que ce facteur contextuel exerce une plus forte influence sur les estimations obtenues, car les enfants peuvent être moins conscients que les adultes de certains des risques auxquels ils sont exposés. De plus, les risques « volontaires » pris par les adultes peuvent être considérés comme « involontaires » dans le cas des enfants, étant donné qu'un certain nombre de décisions concernant l'exposition des enfants aux risques sont prises à leur place par les parents. Par conséquent, le CAP des parents pour protéger la santé de leurs enfants peut être influencé de façon significative par la perception qu'ont les parents du degré auquel le risque considéré est volontaire.

La façon dont les individus perçoivent différents facteurs contextuels de risque peut être conditionnée par plusieurs éléments. Différents modèles ont été proposés afin de mieux comprendre ce qui pousse chacun à opérer un jugement (et ce qui peut l'infléchir). Le paradigme psychométrique proposé par Fischhoff *et al.* (1978) définit la perception du risque comme une fonction des propriétés du risque. En utilisant cette approche, Slovic (1987) a recensé trois facteurs généraux supposés façonner la perception des risques :

- *Le facteur de la crainte* : comprend des facteurs tels que la réaction émotionnelle inspirée par le risque, le manque d'emprise perçu, la menace pour les générations futures et le caractère potentiellement chronique ou catastrophique du risque (c'est-à-dire la possibilité d'un grand nombre de victimes).
- *Le facteur de l'inconnu* : intègre les dimensions de la nouveauté, du manque de connaissances scientifiques ou d'information du grand public et de preuves, de la latence (retard dans la manifestation des effets néfastes), du caractère peu familier et du manque d'observation.
- *Le facteur de l'exposition* : le nombre de personnes exposées au risque.

D'après des études récentes, bien que le paradigme de Slovic (1987) soit fondé sur l'analyse de données agrégées, la relation qu'il établit entre la perception des risques et les caractéristiques des risques se vérifie également au niveau de l'individu (Marris *et al.* 1997). Les modèles produits par le paradigme psychométrique sont en outre très stables dans le temps. Ainsi, Siegrist *et al.* (2005) ont obtenu des résultats similaires en réalisant exactement la même enquête environ 20 ans après la première. Les principaux résultats des études récentes en la matière révèlent que : *i)* la perception d'un même risque varie selon les individus, tout comme l'évaluation des caractéristiques du risque (Marris *et al.*, 1997 ; Siegrist *et al.*, 2005), et *ii)* les hommes et les femmes n'ont pas la même perception des risques (Flynn *et al.*, 1994 ; Gustafson, 1998). Il importe donc d'étudier comment les caractéristiques des parents influent sur leur perception des risques, et comment ces perceptions se répercutent à leur tour sur les arbitrages opérés par les parents entre revenu et réduction des risques pour leurs enfants.

Prise en compte des risques latents

Traitement des réductions de risques dans le futur

La latence constitue un autre problème important dans l'optique de l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants, du fait de la vulnérabilité particulière de ceux-ci aux polluants environnementaux et de leur plus grande espérance de vie. La latence, qui caractérise de nombreux risques environnementaux pour la santé, désigne le décalage dans le temps entre l'exposition et l'apparition de la maladie ou le décès. On sait, par exemple, que l'exposition à certains métaux lourds et produits chimiques (notamment dans l'enfance) entraîne des problèmes de santé plus tard dans la vie. Une réduction de l'exposition au moment présent permettrait par conséquent de diminuer les risques à un stade ultérieur de la vie. Il est donc nécessaire de connaître le CAP actuel des individus pour réduire les risques futurs. Les arbitrages qui mettent en jeu des effets latents sur la santé peuvent en outre être influencés par la façon dont est perçu l'état de santé futur et les préférences.

Concernant les expositions environnementales n'ayant pas de conséquences immédiates sur la santé, l'espérance de vie des populations concernées est de toute évidence un facteur important dans la détermination de la valeur perçue des interventions des pouvoirs publics. Ainsi, à exposition équivalente, les enfants sont davantage susceptibles d'être confrontés à des conséquences néfastes sur la santé (même si la probabilité de survenance de celles-ci est identique), et ces différences augmentent avec la longueur de la latence, étant donné que la durée de vie pendant laquelle le risque latent peut se produire est allongée. Cela a pour effet d'accroître la valeur de la prévention

de l'exposition. Par exemple, la probabilité de voir survenir une maladie avec une latence de 20 ans est plus forte si la personne exposée à la substance toxique incriminée est un enfant de 10 ans que s'il s'agit d'une personne de 70 ans. Par conséquent, la latence revêt une grande importance pour l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants.

Les arbitrages qui mettent en jeu des effets latents sur la santé peuvent être influencés par la façon dont est perçu l'état de santé futur et les préférences. Cela ne fait qu'accroître l'incertitude liée à l'évaluation de la santé des enfants. Les risques pour la santé n'étant pas aussi bien connus dans le cas des enfants que dans celui des adultes, il est aussi probable que l'incertitude entourant les problèmes de latence soit plus grande pour les premiers que pour les seconds. En outre, étant donné que les préférences des enfants sont recueillies par l'intermédiaire de leurs parents, et que les perceptions parentales peuvent être influencées par un certain nombre de facteurs (altruisme, crainte, etc.) lorsqu'elles touchent les enfants, il se peut que le CAP pour réduire les risques latents pesant sur la santé des enfants soit davantage encore influencé par ces facteurs que le CAP pour réduire les risques immédiats.

Autre difficulté : la latence peut modifier les préférences parentales quant à la valeur qu'ils accordent à la santé de leurs enfants. Les parents peuvent être prêts à payer une somme significative pour protéger leur enfant d'une maladie (ou d'un décès) dix ans après l'exposition (c'est-à-dire lorsque leur enfant sera encore jeune, par exemple âgé de moins de 18 ans), mais plus réticents à payer si le décalage est de 20 ou 30 ans à partir du moment présent (leur enfant sera alors un adulte).

L'évaluation des risques sanitaires peut également dépendre du moment de l'exposition et de la manifestation et de la durée des effets potentiels (Hammitt, 2006a). Les expositions dans l'enfance peuvent générer des problèmes de santé qui surviennent uniquement dans l'enfance, commencent dans l'enfance et se poursuivent à l'âge adulte, ou ne débutent qu'une fois l'âge adulte atteint. L'existence d'une probabilité de décès avant la manifestation de l'effet de l'exposition est un facteur important qui contribue à déterminer la valeur de la réduction du risque futur. Étant donné que les décisions susceptibles de modifier ces effets sur la santé doivent intervenir avant même l'exposition, le moment de cette exposition (et des décisions qui la conditionnent) a plus d'importance pour l'évaluation des risques pour les enfants que la manifestation des répercussions sur leur santé.

Actualisation de la valeur des bénéfices futurs sur le plan de la santé

La plupart des politiques et des programmes environnementaux, notamment parmi ceux en rapport avec la santé environnementale, induisent des coûts dans le présent en contrepartie de retombées positives dans le futur. L'évaluation de ces politiques et programmes nécessite donc d'exprimer les coûts et les bénéfices survenant à des moments différents dans une unité commune (la valeur au moment présent : la valeur actuelle), en utilisant ce que l'on appelle un facteur d'actualisation. La principale difficulté dans cette conversion est de déterminer le taux d'actualisation à appliquer.

Lorsque les chercheurs interrogent des personnes sur leur CAP actuel pour réduire des risques qui peuvent survenir dès maintenant ou être latents et se prolonger dans l'avenir, ils supposent qu'elles appliquent aux bénéfices futurs leur propre taux d'actualisation implicite. Connaître ces taux, en particulier s'ils sont différents selon qu'il s'agit d'enfants ou d'adultes et selon que les risques sont immédiats ou latents, peut être utile pour déterminer ce que devrait être le taux d'actualisation social pour les politiques environnementales qui visent à réduire les risques sanitaires pour les enfants. À ce jour, malgré l'importance que revêt l'évaluation de la réduction des risques futurs, très peu de travaux empiriques ont été menés sur la latence et la préférence temporelle en rapport avec les risques sanitaires. Les préférences temporelles par rapport à l'état de santé dans l'avenir se sont révélées difficiles à recueillir auprès des adultes (comme l'a souligné Cairns, 2006, notamment).

Hammitt et Liu (2004) ont réalisé à Taïwan une enquête de préférences déclarées afin d'évaluer l'influence de la latence sur le CAP pour réduire les risques de pathologies chroniques et dégénératives liées à l'environnement. Pour caractériser les risques, ils ont opéré une distinction entre les risques latents et aigus, les risques cancéreux et non cancéreux et les risques touchant les poumons et ceux touchant le foie. La période de latence proposée dans le scénario était de 20 ans. Les résultats de l'enquête ont montré que la latence avait un effet négatif sur le CAP, puisque le CAP pour réduire un risque mortel latent était de 25 % inférieur à celui correspondant à un risque similaire immédiat. Le taux d'actualisation appliqué par les répondants pour la latence équivalait à environ 1.5 % par an, ce qui est inférieur aux estimations issues d'autres études (à savoir 8 % par an pour Krupnick *et al.*, [2002], et 4.5 % par an pour Alberini *et al.* [2006a]).

Itaoka *et al.* (2005) ont mené une enquête d'évaluation contingente à Sizuoka, (Japon) afin d'estimer le CAP actuel et futur pour une réduction du risque de mortalité de 5 pour 1 000. Ils ont constaté que le CAP pour réduire un risque futur était notablement inférieur à celui pour la réduction d'un risque actuel : en l'occurrence, le CAP médian était 2.3 fois inférieur et le CAP moyen

1.4 fois inférieur. Le taux d'actualisation implicite a également été estimé en comparant le CAP pour réduire un risque aujourd'hui et le CAP pour le réduire à partir de 70 ans. Le taux estimé de préférence temporelle était de 7 %, avec un décalage moyen de 19 ans.

Alberini *et al.* (2006a) ont évalué l'effet d'une période de latence sur le CAP pour réduire les risques de mortalité. À partir de données issues de deux enquêtes d'évaluation contingente réalisées au Canada et aux États-Unis, ils ont estimé le CAP pour une réduction du risque de mortalité à l'âge de 70 ans. L'échantillon était composé de personnes âgées de 40 à 70 ans. L'étude a fait apparaître un CAP pour la réduction d'un risque futur inférieur de plus de la moitié au CAP pour la réduction d'un risque immédiat. Plus précisément, les personnes âgées de 70 ans et plus étaient disposées à payer environ un tiers de moins que les répondants plus jeunes. Une période de latence de 10 à 30 ans entraînait une baisse de plus de 60 % du CAP pour réduire le risque de mortalité. Des taux d'actualisation implicites ont été déduits de ces réponses, et estimés entre 3 % et 8.6 % pour l'échantillon canadien et entre 1.3 % et 5.6 % pour les répondants américains.

Plus récemment, Alberini *et al.* (2007) ont calculé le CAP pour la réduction d'un risque immédiat et futur par le biais de programmes de dépollution d'un site contaminé. Une enquête reposant sur la méthode de l'analyse conjointe a été réalisée dans quatre villes italiennes aux prises avec de sérieux problèmes de pollution. La VVS s'est établie à 5.6 millions EUR pour la réduction des risques immédiats, tandis qu'elle était de seulement 1.26 million EUR pour une réduction des risques dans 20 ans à compter du moment présent. Ces résultats indiquent que les répondants ont appliqué un taux d'actualisation de 7.4 % à la réduction des risques futurs.

Itaoka *et al.* (2007) ont réalisé une enquête destinée à estimer la valeur d'un cas statistique (VCS) pour l'allergie au pollen, la bronchite chronique et le cancer du poumon. En utilisant la méthode de l'analyse conjointe, ils ont proposé différentes périodes de latence (0, 2, 5 et 10 ans à compter du moment présent). La latence était explicitement considérée comme une caractéristique du programme. Les estimations de la VCS pour différents décalages sont présentées dans le tableau 2.1.

Le tableau 2.1 montre que le CAP décroît avec l'augmentation de la latence. Le taux de préférence temporelle a été estimé à 17 % dans un contexte de biens privés, et à 1.3 % dans un contexte de biens publics. Les auteurs ont attribué cet écart frappant entre les deux taux à la nature des biens. Un bien public a vocation à bénéficier à l'ensemble de la population (y compris les bénéfices engendrés par l'altruisme « paternaliste »), tandis que les bénéfices des biens privés ne profitent qu'à un nombre limité de personnes. De plus, les modalités de réduction des risques étaient précisées dans le contexte des

Tableau 2.1. **Valeur d'un cas statistique, pour trois pathologies et différents décalages**

	VCS (en millions JPY) en fonction du décalage			
	0 an	2 ans	5 ans	10 ans
Contexte de biens privés				
Allergie au pollen	8.1	5.9	3.6	1.6
Bronchite chronique	20.1	14.6	9	4
Cancer du poumon	437.7	317.7	196.4	88.1
Contexte de biens publics				
Allergie au pollen	7.4	7.2	6.9	6.5
Bronchite chronique	26.9	26.2	25.2	23.7
Cancer du poumon	295.9	288.6	277.9	261

Source : Itaoka *et al.* (2007).

biens publics (programme de lutte contre la pollution atmosphérique), mais restaient abstraites dans celui des biens privés. Ces études tendent à démontrer qu'à niveau de risque similaire, le CAP pour réduire des risques futurs est moindre que celui pour réduire des risques immédiats. Certains éléments font également apparaître que le CAP actuel pour réduire un risque de mortalité latent est inversement proportionnel à la période de latence.

Si certaines études citent des taux d'actualisation pour la santé des adultes, il existe peu de données sur la façon dont les parents réalisent l'actualisation pour la santé de leurs enfants. L'étude d'Agee et Crocker (1996) constitue une exception : ces auteurs ont déduit le taux d'actualisation appliqué par les parents à la réduction de la plombémie de leurs enfants. En l'occurrence, le taux d'actualisation moyen a été estimé à 4.7 %, mais il est très variable selon les ménages. L'analyse a montré que le revenu, le niveau d'instruction et la composition du foyer étaient autant de facteurs conditionnant les préférences temporelles intergénérationnelles. Le taux d'actualisation a tendance à augmenter avec le nombre d'enfants du ménage, et à décroître à mesure que s'élèvent le revenu et le niveau d'instruction.

Les indications que l'on trouve dans les publications spécialisées, selon lesquelles les parents évaluent différemment la santé de leurs enfants et la leur, pourraient également être liées à l'application de taux d'actualisation différents suivant la personne concernée par le risque. Toutefois, certaines études empiriques ont conclu que les individus n'utilisaient pas nécessairement un taux d'actualisation différent pour eux-mêmes que pour d'autres membres de leur foyer. Au contraire, ces études avancent qu'il existe une similitude des préférences temporelles pour sa propre santé et pour celle des autres (Cairns et van der Pol, 1999). De plus amples recherches seraient nécessaires pour trancher cette question.

En résumé, il pourrait être utile de comprendre les taux d'actualisation pratiqués par les adultes afin de déterminer les taux d'actualisation sociaux à appliquer dans le cadre de politiques environnementales réduisant les risques sanitaires. D'après les données empiriques, il semble que les individus soient disposés à payer davantage pour réduire des risques immédiats que pour réduire des risques latents, ce qui sous-entend un taux d'actualisation positif. La grandeur des taux d'actualisation varie, mais leur valeur est généralement inférieure à 10 %. Peu d'éléments laissent penser que les individus utiliseraient des taux d'actualisation différents pour d'autres personnes en général, et leurs enfants en particulier. Toutefois, à notre connaissance, très peu d'études se sont intéressées à la question, de sorte que des recherches plus approfondies s'imposent.

Points clés

Ce chapitre a abordé cinq questions complexes liées à l'évaluation des risques pour la santé des enfants. L'exposé et l'analyse des éléments disponibles amènent les conclusions suivantes :

- Le point de vue parental, c'est-à-dire la démarche qui consiste à demander aux parents d'évaluer la réduction des risques pour leurs enfants, semble être la meilleure approche pour établir les préférences des enfants. Il existe peu d'autres solutions valables.
- Le modèle unitaire d'allocation des ressources du ménage qui est retenu n'est pas idéal d'un point de vue théorique, mais il est utile et pratique dans l'optique de l'évaluation parentale des risques pour la santé des enfants.
- Les facteurs liés au ménage, tels que sa composition, les préférences entre garçons et filles, la structure par âges et l'état de santé des parents et/ou de l'enfant, peuvent avoir une incidence significative sur le CAP pour réduire les risques pour les enfants. Une attention particulière est donc portée à la neutralisation de l'influence de certains de ces facteurs sur les estimations du CAP.
- Les faibles probabilités sont difficiles à appréhender et à juger pour les répondants aux enquêtes. Or, les risques environnementaux pour la santé des enfants sont en règle générale très faibles. Le fait que beaucoup de ces risques faibles soient également incertains et mal connus des répondants complique encore leur évaluation. Il est essentiel d'établir de bonnes stratégies de présentation des risques dans les enquêtes d'évaluation.
- Il a été démontré que l'évaluation des risques sanitaires par les individus était influencée par un certain nombre de leurs caractéristiques, dont le degré auquel ils sont perçus comme volontaires et maîtrisables, la crainte qu'ils inspirent, leur type, etc. La perception potentiellement différente de ces facteurs de risques par les parents lorsqu'ils évaluent des variations des

risques concernant leurs enfants est un thème de recherche largement inexploré, mais important.

- De nombreux risques environnementaux sont latents, de sorte que leur réduction ne prend effet qu'à un moment donné dans le futur. Les recherches démontrent que les individus sont généralement prêts à payer davantage pour réduire les risques immédiats que pour réduire les risques latents. Toutefois, l'évaluation par les parents des risques encourus par les enfants peut dépendre de la durée du décalage et de la période de réduction des risques. Le CAP peut être inférieur pour les bénéfices pour la santé des enfants qui se matérialisent une fois l'âge adulte atteint.
- Les CAP plus élevés constatés pour la réduction des risques immédiats impliquent que les individus réalisent une actualisation des bénéfices sanitaires futurs en utilisant un taux d'actualisation positif. La question de savoir si les parents appliqueraient un taux d'actualisation différent aux bénéfices futurs pour la santé selon que ceux-ci résulteraient de la réduction de risques immédiats ou latents pour leurs enfants reste en grande partie à étudier. Comprendre les taux d'actualisation appliqués par les individus peut être important pour déterminer le taux d'actualisation social à utiliser dans les politiques environnementales qui réduisent les risques sanitaires.

Notes

1. Dans ce contexte, le « point de vue » renvoie à l'identité de la personne auprès de laquelle sont recueillies les valeurs attribuées à la réduction des risques environnementaux pour la santé des enfants.
2. Des études empiriques mettent en évidence l'existence d'un altruisme des parents à l'égard des enfants (voir, par exemple, Dickie et Gerking, 2006 ; Liu *et al.*, 2000).
3. À notre connaissance, deux études présentent des évaluations similaires des résultats sanitaires pour les enfants et pour les parents (Blomquist, 2002, et Mount *et al.*, 2001). Une autre étude avance une valeur moins élevée pour les risques concernant la santé des enfants (Jenkins *et al.,* 2001).
4. Pour plus de détails sur les modèles collectifs et unitaires, voir Dickie et Gerking (2006).

Références

Agee, M.D. et T.D. Crocker (1996), « Parental Altruism and Child Lead Exposure: Inferences from the Demand for Chelation Therapy », *Journal of Human Resources*, vol. 31, n° 3, p. 677-691.

Agee, M.D. et T.D. Crocker (2001), « Smoking Parents' Valuations of Own and Children's Health », document présenté à la conférence de l'Association of Environmental and Resource Economists, Bar Harbor, Maine, 13-15 juin 2001.

Agee, M.D. et T.D. Crocker (2008), « Does Parents' Valuation of Children's Health Mimic Their Valuation of Own Health?», *Journal of Population Economics*, vol. 21, p. 231-249.

Alberini, A., M.L. Cropper, A. Krupnick et N.B. Simon (2004), « Does the Value of a Statistical Life Vary with Age and Health Status? Evidence from the US and Canada », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 48, n° 1, p. 769-792.

Alberini, A., M.L. Cropper, A. Krupnick et N.B. Simon (2006a), « Willingness to pay for mortality risk reductions: Does latency matter?», *Journal of Risk Uncertainty*, vol. 32, p. 231-245.

Alberini, A., S. Tonin, M. Turvani et A. Chiabai (2007), « Paying for permanence: Public preferences for contaminated site cleanup », *Journal of Risk Uncertainty*, vol. 34, p. 155-178.

Bateman, I.J. et A. Munro (2009), « Household versus Individual Valuation: What's the Difference », *Environmental and Resource Economics*, 43, 1, 119-135.

Becker, G. (1991), *A Treatise on the Family,* Harvard University Press, Cambridge, MA.

Bohnenblust, H. et P. Slovic (1998), « Integrating technical analysis and public values in risk-based decision making », *Reliability Engineering and System Safety*, vol. 59, p. 151-159.

Cairns, J. (2006), « Discounting Children's Health », in OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, Éditions OCDE, Paris.

Cairns, J. et M. van der Pol (1999), « Do People Value Their Own Future Health Differently from Others' Future Health?», *Medical Decision Making*, vol. 19, n° 4, p. 466-472.

Cameron, T.A. et J. Englin (1997), « Respondent Experience and Contingent Valuation of Environmental Goods », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 33, p. 296-313.

Chen, Alex Y. et José Escarce (2007), « Family Structure and Treatment of Childhood Asthma », *NBER Working Paper Series, Working Paper* n° 13461.

Chiappori, P.-A. (1988), « Rational Household Labor Supply », *Econometrica*, vol. 56, p. 63-89.

Cockerill, C., S.M. Chilton et W.G. Hutchinson (2006), « Is there a role for the Unitary Model of Household Decision Making with respect to Child Safety in a Traditional Family Setting? », document préparé pour le 3e World Congress of Environmental and Resource Economists, Kyoto (Japon), juillet 2006.

Corso, P.S., J.K Hammitt et J.D. Graham (2001), « Valuing Mortality Risk Reduction », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 23, p. 165-184.

Currie, J. (2008), « Healthy, Wealthy, and Wise: Socioeconomic Status, Poor Health in Childhood, and Human Capital Development », *NBER Working Paper Series*, *Working Paper* n° 13987, *www.nber.org/papers/w13987*.

Curtis, L.J., M.D. Dooley, E.L. Lipman et D.H. Feeny (2001), « The Role of Permanent Income and Family Structure in the Determination of Child Health in Canada », *Health Economics*, vol. 10, p. 287-302.

Dauphin, A., A.-R. El Lahga, B. Fortin et G. Lacroix (2004), « Choix de consommation des ménages en présence de plusieurs décideurs », CIRANO Série scientifique, *Cahiers scientifiques* n° 2004s-63.

Dickie, M. et V.L. Messman (2004), « Parental Altruism and the Value of Avoiding Acute Illnesses: Are Kids Worth More Than Parents? », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 48, p. 1146-1174.

Dosman, D. et W. Adamowicz (2006), « Combining stated and revealed preference data to construct an empirical examination of intrahousehold bargaining », *Review of Economics of the Household*, vol. 4, p. 15-34.

Dupont, D.P. (2004), « Do Children Matter? An Examination of Gender Differences in Environmental Valuation », *Ecological Economics*, vol. 49, p. 273-286.

Evans, W. et W.K. Viscusi (1991), « Estimation of State-Dependent Utility Functions' Using Survey Data », *Review of Economics and Statistics*, vol. 73, p. 94-104.

Fischhoff, B., P. Slovic, S. Lichtenstein, S. Read et B. Combs (1978), « How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes towards Technological Risks and Benefits », *Policy Sciences*, vol. 8, p. 127-152.

Flynn, J., P. Slovic et C.K. Mertz (1994), « Gender, Race, and Perception of Environmental Health Risks », *Risk Analysis*, vol. 14, n° 4, p. 1101-1108.

Gilovich, T., D. Griffin et D. Kahneman (2002), *Heuristics and biases. The psychology of intuitive judgment*, Cambridge University Press.

Gustafson, P.E. (1998), « Gender Differences in Risk Perception: Theoretical and Methodological Perspectives », *Risk Analysis*, vol. 18, n° 6, p. 805-811.

Hammitt, J.K. (2006), *Methodological Review of WTP and QALY Frameworks for Valuing Environmental Health Risks to Children,* rapport pour le projet VERHI, *Document de travail de l'OCDE*, Paris.

Hammitt, J.K. et J.-T. Liu (2004), « Effects of Disease Type and Latency on the Value of Mortality Risk », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 28, n° 1, p. 73-95.

Hanushek, E.A. (1992), « The Trade-off between Child Quantity and Quality », *Journal of Political Economy*, vol. 100, n° 1, p. 84-117.

Harbaugh, W.T. (1999), « Valuing Children's Health and Life: What Does Economic Theory Say about Including Parental and Societal Willingness to Pay?», document présenté à l'atelier sur le thème « Valuing Health for Environmental Policy with Special Emphasis on Children's Health Issues », 24-25 mars 1999, Silver Spring, Maryland, États-Unis.

Hunt, A. et J. Ferguson (2009), *A Review of Recent Policy-Relevant Findings from the Environmental Health Literature*, document pour diffusion générale *ENV/EPOC/WPNEP(2009)9/FINAL*, OCDE.

Itaoka, K., A. Krupnick et M. Akai, avec A. Alberini, M. Cropper et N. Simon (2005), « Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey in Japan », *RFF Discussion Paper 05-34*, RFF, Washington, DC.

Itaoka, K., A.J. Krupnick, A. Saito et M. Akai (2007), « Morbidity Valuation with a Cessation Lag: Choice Experiments for Public- and Private-Goods Contexts in Japan », *RFF Discussion Paper 07-07-REV*, RFF, Washington, DC.

Jenkins, R.R., N. Owens et L.B. Wiggins (2001), « Valuing Reduced Risks to Children: The Case of Bicycle Safety Helmets », *Contemporary Economic Policy*, 19 (3), p. 397-408.

Jones-Lee, M.W. (1991), « Altruism and the Value of Other People's Safety », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 4, p. 213-219.

Jones-Lee, M.W. (1992), « Paternalistic Altruism and the Value of Statistical Life », *The Economic Journal*, vol. 102, p. 80-90.

Jones-Lee, M.W., M. Hammerton et P.R. Philips (1985), « The Value of Safety: Results of a National Sample Survey Source », *Economic Journal*, vol. 95, n° 377, p. 49-72.

Joyce, T.J., M. Grossman et F. Goldman (1989), « An Assessment of the Benefits of Air Pollution Control: The Case of Infant Health », *Journal of Urban Economics*, vol. 25, p. 32-51.

Kahneman, D. et A. Tversky (éd.) (2000), *Choices, Values and Frames*, Cambridge University Press.

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2002), « Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, p. 161-186.

Lindhjem, H. et S. Navrud (2009), « Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods? Implication for aggregate welfare measures », *Environmental and Resource Economics*, 43(1), p. 11-29.

Liu, J.T, J.K. Hammitt, J.D. Wang et J.L. Liu (2000), « Mothers Willingness To Pay For Her Own And Her Child's Health: A Contingent Valuation Study in Taiwan », *Health Economics*, vol. 9, p. 319-326.

Magat, W.A., W.K. Viscusi et J. Huber (1996), « A Reference Lottery Metric for Valuing Health », *Management Science*, vol. 42, n° 1, p. 118-30.

Manser, M. et M. Brown (1980), « Marriage and Household Decision Theory: A Bargaining Analysis », *International Economic Review*, vol. 21, p. 21-34.

Marris, C., I. Langford, T. Saunderson et T. O'Riordan (1997), « Exploring the "Psychometric Paradigm": Comparisons between Aggregate and Individual Analyses », *Risk Analysis*, vol. 17, n° 3, p. 303-312.

McDaniels, T. L., M. S. Kamlet et G.W. Fischer (1992), « Risk Perception and the Value of Safety », *Risk Analysis*, vol. 12, n° 4, p. 495-503.

Moore, M.J. et W.K. Viscusi (1988), « The Quantity-Adjusted Value of Life », *Economic Inquiry*, vol. 26, p. 369-388.

Mutharayappa, R., M.K. Choe, F. Arnold et T.K. Roy (1997), « Son Preference and Its Effect on Fertility in India », *National Family Health Survey Subject Reports*, Report n° 3.

Neidell, M.J. (2001), « Air Pollution, Children's Health and Socio-Economic Status: The Effect of Outdoor Air Quality on Asthma », *UCLA Department of Economics Working Paper* n° 805.

OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children,* Éditions OCDE, Paris.

Pitt, M. et M. Rosenzweig (1990), « Estimating the Intrahousehold Incidence of Illness: Child Health and Gender-Inequality in the Allocation of Time », *International Economic Review*, vol. 31, p. 969-989.

Savage, I. (1993), « An Empirical Investigation into the Effect of Psychological Perceptions on the Willingness-to-Pay to Reduce Risk », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 6, p. 75-90.

Scapecchi, P. (2006), « Valuation Differences between Adults and Children », in OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, Éditions OCDE, Paris.

Siegrist, M., C. Keller et H.A.L. Kiers (2005), « A New Look at the Psychometric Paradigm of Perceptions of Hazards », *Risk Analysis*, vol. 25, n° 1, p. 211-222.

Slovic, P. (1987), « Perception of Risk », *Science*, vol. 236, n° 4799, p. 280-285.

Smith, V.K. et G. van Houtven (2003), « Recovering Hicksian Consumer Surplus within a Collective Model: Hausman's Method for the Household », *Environmental and Resource Economics*, vol. 28, p. 153–167.

Strand, J. (2007), « Public-good valuation and intrafamily allocation », *Environmental and Resource Economics*, 38(4), p. 527-543.

Takeuchi *et al.* (2008), « Altruism and Willingness to Pay for Reducing Child Mortality », Université de Kobe, Département d'économie, *Document de travail 723 (www.rieb.kobe-u.ac.jp/coe/output/econ-pdf/0723.pdf*).

Thomas, D. (1997), « Incomes, Expenditures, and Health Outcomes: Evidence on Intrahousehold Resource Allocation », in Haddad, Hoddinott et Alderman (éd.), *Intrahousehold Resource Allocation in Developing Countries: Models, Methods and Policy,* Johns Hopkins University Press for the International Food Policy Research Institute.

Tolley, G. et R. Fabian (1999), « Contingent valuation and Children's Health », document présenté à l'atelier de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) sur le thème « Valuing Health for Environmental Policy with Special Emphasis on Children's Health Issues », 24-25 mars, Silver Spring, MD, États-Unis.

Tsuge, T., A. Kishimoto et K. Takeuchi (2005), « Choice Experiment Approach to the Valuation of Mortality », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 31, n° 1, p. 73-95.

Van Houtven, G., M.B. Sullivan et C. Dockins (2008), « Cancer Premiums and Latency Effects: A Risk Tradeoff Approach for Valuing Reductions in Fatal Cancer Risks », *Journal of Risk Uncertainty*, vol. 36, p. 179-199.

Van Klaveren, C., B. van Praag et H.M. van den Brink (2008), « A public good version of the collective household model: an empirical approach with an application to British household data », *Review of Economics of the Household*, vol. 6, p. 169-191.

Vassanadumrongdee, S. et S. Matsuoka (2005), « Risk Perceptions and Value of a Statistical Life for Air Pollution and Traffic Accidents: Evidence from Bangkok, Thailand », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 30, n° 3, p. 261-287.

Violette, D.M. et L.C. Chestnut (1983), « Valuing Reductions in Risks: A Review of the Empirical Estimates », Report Prepared for the US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Viscusi, W. (1992), *Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities for Risk,* Oxford University Press, New York.

Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber (1991), « Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Trade-Offs for Chronic Bronchitis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 21, n° 1, p. 32-51.

Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber (1987), « An Investigation of the Rationality of Consumer Valuations of Multiple Health Risks », *RAND Journal of Economics*, vol. 18, n° 4, p. 465-479.

Ward-Batts, J. (2008), « Out of the Wallet and into the Purse: Using Micro Data to Test Income Pooling », *Journal of Human Resources*, vol. 43, p. 325-351.

Whittington, D., C. Suraratdecha, C. Poulos, M. Ainsworth, V. Prabhu et V. Tangcharoensathien (2008), « Household Demand for Preventive HIV/AIDS Vaccines in Thailand: Do Husbands' and Wives' Preferences Differ? », *Value in Health* (à paraître).

Chapitre 3

Approches nouvelles en matière de conception et de réalisation des enquêtes

Étant donné les difficultés méthodologiques que soulève l'évaluation de la réduction des risques pour la santé des enfants, un important travail de mise au point des enquêtes a été mené dans le cadre du projet VERHI. Il a fallu trouver des moyens originaux de faire appréhender les risques, de présenter les scénarios d'arbitrage entre patrimoine et risques et de faire entrer en ligne de compte un vaste ensemble de caractéristiques des risques et de types de réduction des risques. Deux instruments d'enquête différents ont été élaborés, faisant appel pour l'un à une analyse conjointe (Italie et République tchèque) et pour l'autre à une méthodologie de chaînage (Royaume-Uni et République tchèque). Dans l'un et l'autre cas, on a également appliqué des méthodes d'évaluation contingente, et en ce qui concerne la République tchèque, on a eu recours à une méthode mettant en jeu des compromis fondés sur le nombre de personnes.

Introduction

Le projet VERHI porte sur la valeur de la réduction des risques environnementaux pour la santé des populations d'enfants et d'adultes. Le travail de mise au point de l'enquête effectué dans le cadre du projet visait à répondre au besoin d'évaluer les moyens de traiter ces problèmes. Le présent chapitre passe en revue les principaux enseignements tirés du grand nombre d'expériences de laboratoire, d'études-pilotes à grande échelle, de discussions au sein de groupes de réflexion et d'entretiens en tête-à-tête qui ont été réalisés entre le début de 2006 et la fin de 2008 (voir l'annexe pour une synthèse des objectifs et des principaux résultats de chaque exercice). Les éléments importants des questionnaires définitifs sont présentés par la suite.

Approche utilisée pour faire appréhender le risque aux répondants

Comme il ressort de l'examen réalisé par Hunt et Ortiz (2006a), le niveau de référence des risques de mortalité liés à l'environnement est généralement faible et mal connu, en particulier pour ce qui est des enfants. Faire en sorte que les personnes interrogées appréhendent ces risques constitue un défi pour les chercheurs. En outre, un faible niveau de risques de référence laisse peu de marge à la réduction des risques (variation du niveau de risque due à l'intervention). Dans ces conditions, au stade de la mise au point de l'enquête, un travail considérable a été consacré à l'identification de risques qui soient « éloquents » pour les personnes interrogées et à la définition des scénarios correspondants, ainsi qu'à l'élaboration de solides stratégies de présentation des risques.

Risques faibles et mal connus

Première étape dans l'étude de ces aspects, une expérience de laboratoire, à laquelle ont pris part 99 étudiants de l'Université d'East Anglia en qualité de répondants, a été réalisée en janvier 2006. Elle avait pour objet d'explorer l'influence séparée et combinée que leur compréhension de la probabilité du risque et leur familiarité avec le bien considéré pouvait avoir sur leurs réponses. Les sujets de cette expérience étaient placés devant trois « biens » présentés par ordre décroissant de « familiarité » :

1. Éviter de perdre de l'argent (75 GBP).
2. Éviter des maux d'estomac temporaires.

3. Éviter un état entraînant une cécité temporaire.

Ces trois biens étaient assortis de différents taux de probabilités et le CAP a été sollicité. Un premier test, conjuguant connaissance des situations et perception du risque, avait pour objet d'obtenir des répondants, pour chacun des trois biens, les valeurs qu'ils attribuaient à une réduction des risques à partir de deux niveaux différents :

a) de 5/10 à 0/10, et

b) de 1/10 à 0/10.

Un simple test de sensibilité aux variations a ensuite permis de comparer la cohérence des valeurs obtenues à l'aide de ces deux scénarios, et de vérifier l'hypothèse simple selon laquelle les valeurs obtenues pour la prévention d'un risque doivent être différentes de celles obtenues pour la prévention d'un autre risque. On remarquera que ces deux niveaux de risques ont été délibérément choisis de façon à proposer des probabilités beaucoup plus familières que les faibles risques le plus souvent utilisés dans les études sur la VVS, de sorte que toute insensibilité anormale aux variations sous-estime vraisemblablement ce qui se passe dans de véritables évaluations de la VVS. Pour essayer d'en tenir compte dans une certaine mesure, il a également été demandé aux répondants d'attribuer, dans les trois cas, des valeurs correspondant aux réductions des risques supplémentaires ci-après :

- de 100/1 000 à 0/1 000, et
- de 20/1 000 à 0/1 000.

Là encore, un test de sensibilité aux variations a été mené pour vérifier l'hypothèse selon laquelle la prévention d'un risque a une valeur plus élevée que celle d'un autre risque. Une seconde analyse a porté sur l'évaluation des différentes représentations d'un même risque. Dans chaque cas, la valeur de la réduction du risque de 1/10 à 0/10 a été comparée à la valeur de la réduction du risque de 100/1000 à 0/1000. L'hypothèse nulle implique bien évidemment ici que les valeurs ne diffèrent pas notablement. Les résultats du premier test, le test de sensibilité aux variations, sont présentés dans le tableau 3.1 ci-après. Les valeurs associées aux réductions des risques (a) et (b) figurent dans les trois premières rangées, tandis que les trois dernières rangées font état des chiffres obtenus pour les risques (c) et (d).

Ainsi que le montrent les résultats du tableau 3.1, lorsque les risques sont présentés sur une échelle de 10, plus facile à appréhender, et que les situations sont connues (éviter que son argent ne soit volé ou éviter des maux d'estomac, par exemple) les répondants présentent un certain degré de sensibilité à l'ampleur de la réduction des risques, et les CAP diffèrent notablement (comme l'indiquent les faibles valeurs p de la cinquième

Tableau 3.1. **Tests de sensibilité aux variations au sein d'un échantillon fractionné**

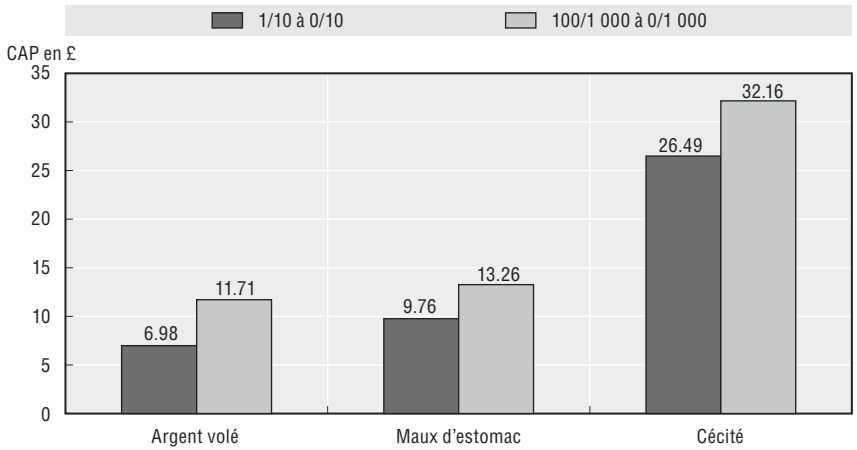
	CAP moyen (en GBP)		H_0[1] : CAP (en cas de réduction plus importante des risques) = CAP (en cas de réduction moins importante des risques)	
	Réduction plus importante des risques	Réduction moins importante des risques	*f*	Valeur p
Risque sur 10	*5/10 à 0/10*	*1/10 à 0/10*		
Argent volé	18.35	8.46	4.182	0.000
Maux d'estomac	22.87	13.03	2.622	0.005
Cécité	57.36	34.84	1.202	0.116
Risque sur 1 000	*100/1 000 à 0/1 000*	*20/1 000 à 0/1 000*		
Argent volé	8.91	7.83	0.416	0.339
Maux d'estomac	10.67	8.53	0.903	0.185
Cécité	24.44	25.64	–0.132	0.448

colonne). En revanche, lorsque la situation est moins familière (éviter une cécité temporaire) et/ou que les risques sont présentés sur une échelle de 1 000, les répondants donnent des valeurs de CAP qui ne varient pas de façon significative pour des réductions de risques qui, en termes objectifs, varient dans une proportion de un à cinq. Ces résultats font apparaître que la cohérence théorique et par conséquent la validité des estimations de la VVS basées sur les préférences déclarées déclinent lorsque le degré de connaissance diminue et lorsque le dénominateur du risque augmente. Il s'agit là, comme nous l'avons déjà indiqué, d'une conclusion que l'on retrouve fréquemment dans les publications spécialisées (voir par ex. Braathen *et al.*, 2009).

Les résultats du second test, visant à déterminer si le CAP est le même pour un même changement de risque représenté de deux façons différentes dans les trois situations, sont donnés dans le graphique 3.1 ci-dessous. Le graphique révèle que pour chacun des cas de figure, les répondants affichent un CAP plus élevé pour réduire les risques de 100/1000 à 0/1000 que pour les réduire de 1/10 à 0/10, bien que ces changements soient les mêmes. En termes absolus, l'écart est plus ou moins similaire dans chaque cas. Il apparaît que les nombres plus élevés utilisés comme numérateur et dénominateur donnent aux répondants l'impression que les risques sont plus importants, et qu'ils répondent avec des valeurs de CAP également plus importantes. Cette constatation cadre avec les conclusions d'études antérieures (voir, par exemple, Beattie *et al.*, 1998).

L'importance de l'effet des variations a été confirmée lors d'entretiens personnels avec 14 répondants menés en République tchèque en mai 2007. L'ampleur des effets de cadrage dont témoignent les résultats de laboratoire montre à quel point il est important d'identifier des risques connus du

Graphique 3.1. **CAP moyen pour des réductions de risques équivalentes dans trois situations différentes**



répondant et ayant un sens pour lui, et de les lui présenter de façon à réduire ces effets.

Perceptions des risques environnementaux pour la santé

Dans la mesure où le caractère « familier » ou « peu familier » d'un risque semble jouer un rôle important, des efforts considérables ont été déployés pour déterminer quels étaient les risques environnementaux les plus éloquents pour les répondants, et en quoi leur perception différait de celle d'autres types de risques plus couramment évalués dans les travaux de recherche (accidents de la route, par exemple). Dans ce but, des débats ont été organisés au sein de quatre groupes de réflexion (regroupant approximativement 26 parents) à Milan et à Mestre, en septembre 2006, débats au cours desquels les parents ont été priés d'indiquer *i)* quelles étaient leurs préoccupations quant à la santé de leurs enfants, *ii)* comment ils percevaient l'exposition à des risques environnementaux et les effets d'une telle exposition sur la santé de leurs enfants, et *iii)* comment, selon eux, ce problème devait être traité (au moyen de réglementations et d'interventions des pouvoirs publics ou en influant sur les comportements individuels). Les différentes « pressions environnementales » dont il a été question étaient : la pollution atmosphérique, les pesticides, le mercure, les agents pathogènes, l'eau potable, les perturbateurs endocriniens et le plomb, ainsi que d'autres risques non liés à l'environnement (accidents de la circulation, notamment).

Dans un premier temps, les répondants étaient priés d'indiquer s'ils avaient entendu parler des risques donnés et, en cas de réponse positive, s'ils avaient l'impression que leurs enfants y étaient vulnérables. En l'occurrence,

la pollution atmosphérique et les pesticides sont systématiquement arrivés en tête des pressions environnementales citées, aussi bien en ce qui concerne la connaissance du risque que la vulnérabilité présumée des enfants, la majorité des répondants précisant que ces pressions étaient effectivement un sujet de préoccupation. Les répondants étaient également priés de classer par ordre de priorité différentes interventions possibles, en tenant compte du fait que les ressources ne sont pas illimitées. Comme on pouvait s'y attendre, les mesures visant à réduire la pollution sont arrivées en tête des priorités, l'emportant nettement sur toutes les autres (voir tableau 3.2).

Tableau 3.2. **Priorité à accorder aux interventions des pouvoirs publics selon les préoccupations**

	Faible priorité ou pas de priorité (1)	(2)	Priorité moyenne (3)	(4)	Haute priorité (5)
Réduire la pollution	0	0	0	2	14
Améliorer le système scolaire	0	0	13	2	1
Renforcer la réglementation et les inspections en matière de qualité des produits alimentaires	0	0	1	4	11
Améliorer l'hygiène dans les établissements scolaires	0	1	5	4	6
Créer des parcs publics et des terrains de jeu	0	2	5	4	5
Améliorer la sécurité routière	0	0	1	7	8
Prendre des initiatives pour améliorer le séjour des enfants à l'hôpital	1	1	1	5	8
Améliorer les services d'urgences pédiatriques	0	0	4	6	6
Proposer des activités récréatives et éducatives aux enfants après la classe	0	4	6	5	0

Il est intéressant de constater que les résultats issus des débats au sein des groupes de réflexion cadrent avec les données épidémiologiques, dans la mesure où lorsque les gens pensent à la pollution, ils pensent avant tout à la pollution atmosphérique. Les personnes interrogées semblaient être au courant aussi bien des effets à court terme de la pollution atmosphérique (bronchites, troubles respiratoires de nature allergique) que des effets à long terme (maladies respiratoires chroniques, cancers). Cela a été vérifié lors d'entretiens personnels à Venise, Vittorio et ailleurs dans le nord de l'Italie, en janvier 2007. Fait intéressant, les maladies cardio-vasculaires étaient considérées essentiellement comme étant la conséquence d'un mode de vie et non d'une exposition à des risques environnementaux.

En République tchèque, 15 parents ont été invités en octobre 2006 à participer à des entretiens personnels et à des groupes de réflexion afin d'explorer des questions similaires. Dans ce contexte, les parents ont indiqué

qu'ils pensaient que leurs enfants étaient directement touchés par la pollution atmosphérique (11), les risques d'accident de la circulation (10), le bruit (5) et la présence de mercure et de métaux lourds dans l'alimentation (4). Les tests menés en janvier 2007 en République tchèque (18 entretiens personnels) ont confirmé l'importance de la pollution atmosphérique, bien que les accidents de la circulation aient été cités un peu plus fréquemment en la circonstance.

Dans le travail de mise au point de l'enquête effectué au Royaume-Uni, on a présenté aux répondants un scénario dans lequel les problèmes respiratoires découlant d'une exposition à la pollution atmosphérique entrainaient une hospitalisation. Toutefois, un grand nombre de personnes interrogées ont estimé qu'une telle éventualité ne pouvait concerner que des personnes ayant des problèmes respiratoires préexistants (des asthmatiques, notamment) et ne pensaient pas qu'elles puissent elles-mêmes être atteintes.

En résumé, la principale conclusion qui ressort des entretiens personnels et des débats qui se sont tenus au sein des groupes de réflexion est qu'un contexte environnemental est faisable et crédible. Il semblerait que les risques associés à l'environnement et à ses effets sur la santé soient pertinents pour les personnes interrogées. Elles étaient globalement au courant de la plupart des effets présentés, et en particulier de ceux ayant trait à la pollution atmosphérique. De ce fait, il a été décidé que la pollution atmosphérique et les effets sanitaires qui y sont associés (problèmes respiratoires, notamment) seraient de bons candidats pour les scénarios d'évaluation.

De plus, une majorité de participants aux débats des groupes de réflexion en République tchèque ont montré qu'ils étaient sensibles aux préoccupations liées à la pollution de l'eau, sujet également envisagé pour servir de base à un autre scénario. Les autres pressions environnementales examinées ne semblant pas avoir le même poids dans l'esprit des répondants, ce sont ces deux préoccupations qui ont été retenues pour les instruments d'enquête définitifs.

Présentation des risques

Puisque les risques de référence sont relativement faibles (et que les possibilités de les réduire le sont donc tout autant), la manière dont les risques sont présentés joue un rôle essentiel dans la conception de l'enquête. Lors du travail de mise au point de l'enquête qui a été effectué en Italie et en République tchèque, différents supports visuels ont fait l'objet de tests approfondis. On a notamment examiné la possibilité d'avoir recours dans le projet VERHI à des grilles, supports utilisés avec succès dans le cadre d'études antérieures (Corso *et al.*, 2001). L'emploi de grilles de 100 000 carrés a ainsi été envisagé, mais cela n'a pas été faisable en raison de la taille de l'écran utilisé

par l'outil de réalisation de l'enquête (CAPI). Néanmoins, l'utilisation de grilles de 10 000 carrés a visiblement aidé les personnes interrogées à comprendre les chiffres de probabilités présentés dans le scénario d'analyse conjointe. Plusieurs degrés de réduction des risques ont été proposés, généralement assortis de faibles probabilités.

On trouve un exemple de ces grilles dans les graphiques 3.2 et 3.3. Celles-ci montrent que 10 personnes sur 10 000 décèderont au cours des cinq prochaines années, alors que 9 990 personnes survivront durant ce même laps de temps. Les carrés sombres peuvent être dispersés (graphique 3.2) pour donner une idée du caractère aléatoire, ou placés les uns à côté des autres (graphique 3.3) pour donner une idée de la proportion.

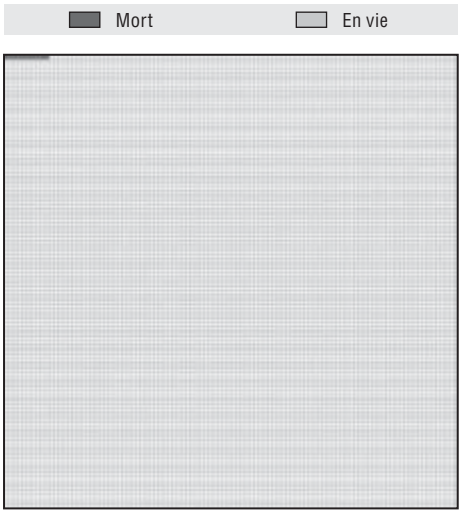
Graphique 3.2. **Présentation des risques (Grille A)**



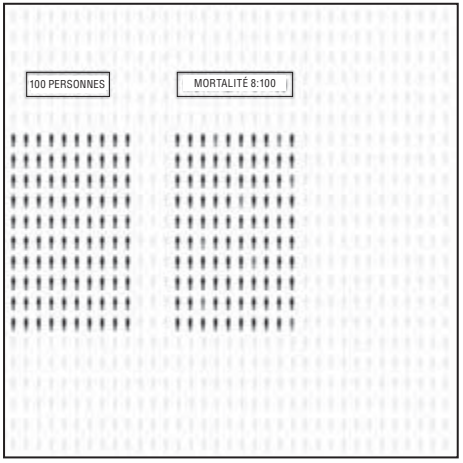
Une modification de la réduction des risques peut alors être présentée à l'aide de grilles de couleurs différentes. Cela a fait l'objet de nombreux tests dans les trois pays, en faisant varier l'échelle de la grille et les moyens de présentation visuels (à Prague en janvier 2007 puis en mai 2007, à Rome en octobre 2006, à Venise et ailleurs en janvier 2007, etc.). Ainsi, dans le graphique ci-après (testée à Prague en mai 2007), un taux de mortalité de 8 sur 100 est représenté.

Tout au long des travaux de mise au point de l'enquête, les grilles se sont avérées faciles à comprendre par les répondants. Toutefois, l'une des observations intéressantes que l'on a pu faire, c'est que si le numérateur de la réduction des risques est un, les répondants ont tendance à identifier cet

Graphique 3.3. **Présentation des risques (Grille B)**



Graphique 3.4. **Présentation des risques de mortalité**



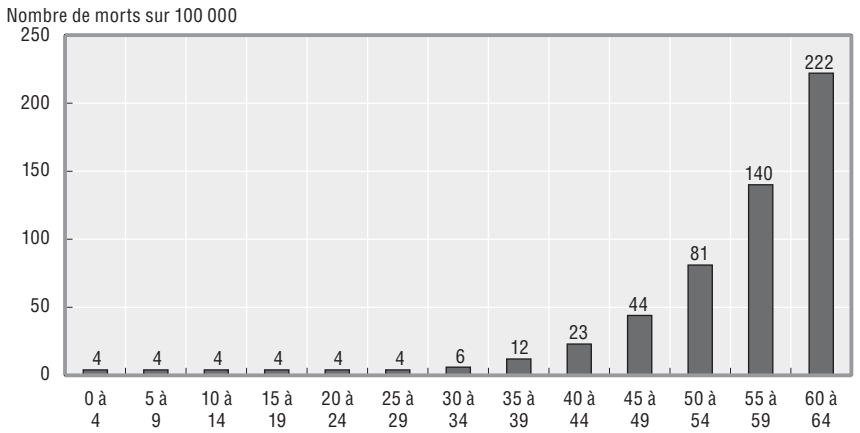
enfant comme étant le leur (République tchèque, janvier 2007)[1]. Ce cas de figure a des conséquences importantes pour les valeurs estimées et doit être évité.

Les grilles ont été complétées par des histogrammes indiquant des taux de mortalité calculés sur la base de données réelles, obtenues auprès des offices statistiques nationaux et européen (ISTAT et EUROSTAT, par exemple). Ces éléments ont également été fournis sous forme de diagrammes afin que

les gens puissent se familiariser avec les concepts et afin de « personnaliser » le risque considéré. Cela a contribué à réduire le degré d'incertitude entourant la perception du risque présenté dans le scénario.

Par exemple, comme le montre le graphique 3.5, on a présenté aux personnes interrogées les probabilités, différenciées par tranche d'âge, de mourir d'un cancer dans les cinq années à venir. Des graphiques similaires portant sur les probabilités d'être victime d'accidents de la circulation ou de maladies respiratoires leur ont également été présentés. Ainsi, les répondants ont pu déterminer leur risque de référence et accepter plus facilement ces probabilités (du fait que ces chiffres provenaient de sources « officielles » ou « fiables »).

Graphique 3.5. **Présentation de la probabilité et du risque**
(Probabilité de mourir du cancer dans les 5 ans)

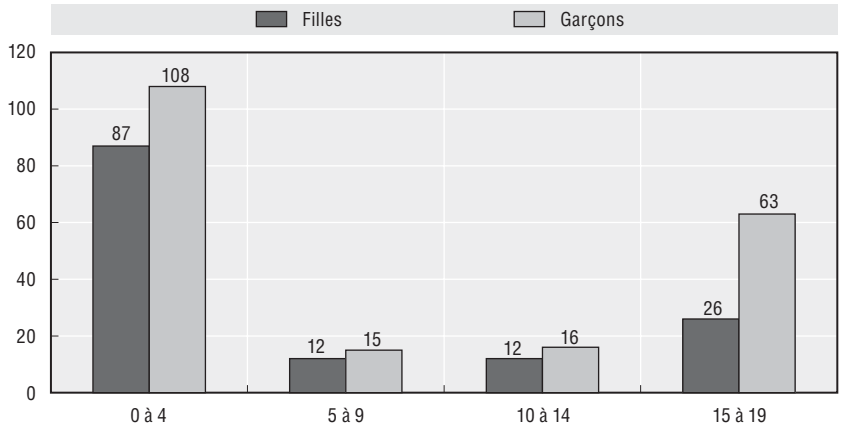


Source : ISTAT et EUROSTAT.

Dans ce cas, la réduction des risques peut être présentée sous forme d'histogrammes : la hauteur de chaque barre supplémentaire indique alors le risque atténué après l'intervention, et l'écart entre les barres représente la réduction des risques correspondante. Cette représentation a été facilement comprise dans tous les tests effectués. Les données peuvent également être désagrégées (par sexe, par exemple, comme dans le tableau 3.6 ci-dessous qui porte sur la République tchèque) pour faire en sorte que les répondants comprennent bien les différences de risques de référence selon différents groupes de population.

Dans certains des débats des groupes de réflexion (par exemple à Rome, en octobre 2006), des courbes de survie ont également été présentées. La variation de la réduction des risques pouvait alors être présentée sous la

Graphique 3.6. **Présentation de la probabilité et du risque**
(Mortalité sur 100 000)



forme d'un décalage vers l'extérieur de la courbe de survie. Certains répondants ont mentionné spontanément que cela donnait une impression favorable de la modification des risques.

Toutefois, on a constaté une certaine confusion quant à la signification exacte de cette courbe (et à sa relation avec d'autres moyens de présentation des risques). À titre expérimental, l'un des enquêteurs a donné à son groupe de réflexion une explication de la signification de la courbe, alors qu'un autre n'en a pas fait autant pour les membres de son groupe. Le degré de compréhension était très différent, ce qui indique que la personne chargée des entretiens doit faire un important effort d'explication. Étant donné les moyens vraisemblablement affectés à la réalisation de l'enquête et les contraintes de temps, cette piste a été abandonnée.

Sur la base de ces travaux, il a été décidé d'employer des grilles comme principal moyen de présentation visuelle des risques. Toutefois, le nombre de carrés de la grille ayant été limité à 10 000, afin que les risques de référence et la réduction des risques présentés aux répondants soient crédibles, on a constaté, lors du travail de mise au point de l'enquête, que les risques devaient être agrégés sur plusieurs années si on voulait obtenir des numérateurs « raisonnables » pour les risques de référence et leur réduction. En outre, une telle démarche était compatible avec les résultats d'autres travaux (par exemple, ceux menés en République tchèque en octobre 2006) qui avaient révélé que les personnes interrogées préféraient payer la réduction des risques sous forme de paiements annuels équivalents à la période de réduction des risques. Sur la base de ces résultats, il a été décidé que les risques de mortalité seraient évalués sur une période de cinq ans, période

retenue aussi bien pour la présentation des risques que pour les scénarios d'analyse conjointe.

Prise en compte des caractéristiques des risques

Comme le montre l'analyse développée dans les chapitres précédents, on sait que différentes caractéristiques des risques peuvent faire varier les estimations du CAP pour une réduction des risques de même ampleur. De ce fait, des efforts considérables ont été déployés pour tester d'autres manières de présenter les caractéristiques des risques et leurs incidences sur les valeurs obtenues.

Crainte

Lors des entretiens personnels et des réunions des groupes de réflexion en Italie (janvier 2007) et en République tchèque (octobre 2006 et janvier 2007), les répondants ont été priés d'indiquer le niveau de « crainte » que leur inspiraient différents risques de mortalité (accident de la circulation, leucémie, maladie respiratoire chronique, cancer, accident du travail, etc.). De façon générale, il ressort des résultats que la « crainte » du cancer n'est pas très différente de celle des autres causes de décès.

Ainsi, lors des 11 entretiens personnels qui ont été menés en République tchèque en octobre 2006, seuls deux répondants ont déclaré préférer une réduction du risque de cancer de 4 pour 100 000 à une réduction du risque d'accident de la circulation de 8 pour 100 000. De fait, lors du travail de mise au point de l'enquête mené en Italie en janvier 2007, les répondants ont indiqué « craindre » davantage une mort violente ou « précédée d'une longue agonie » que le cancer proprement dit. Parmi les autres aspects mentionnés lors des entretiens personnels conduits en Italie du nord en janvier 2007 figurait la mortalité néonatale.

Maîtrisabilité

Le caractère « involontaire » et « maîtrisable » d'un risque peut également avoir une incidence significative sur l'évaluation de la santé des enfants. Des recherches ont montré que les individus préféraient généralement les risques volontaires à ceux qui ne le sont pas, et que le degré auquel un risque est « volontaire » pouvait donc avoir des effets sur le CAP (Fischhoff *et al.*, 1978; Slovic, 1987). Dans le contexte de l'évaluation de la santé des enfants, cet aspect peut avoir une influence plus marquée sur les estimations. Les risques classés comme « volontaires » lorsqu'il s'agit d'adultes peuvent être considérés comme « involontaires » dans le cas des enfants, puisque les décisions d'exposition aux risques sont au moins en partie prises pour eux par leurs parents. Par conséquent, le CAP des parents pour protéger la santé de

leurs enfants peut être notablement affecté par le degré auquel sont perçus comme volontaires les risques pesant sur leurs enfants.

Fait intéressant, les débats qui se sont tenus au sein des groupes de réflexion ont également révélé que le cancer n'était pas seulement associé à la « crainte », mais donnait aussi lieu à des perceptions particulières de la « maîtrisabilité » du risque. Lors des travaux de mise au point de l'enquête menés en République tchèque en octobre 2006, les répondants ont semblé percevoir le cancer comme relevant du « destin » et se prêtant moins par conséquent à la réduction des risques.

Réduction privée et publique des risques

L'un des facteurs qui déterminent dans quelle mesure un risque est jugé « volontaire » est le degré auquel les mesures de prévention privées sont perçues comme efficaces pour réduire le risque par rapport aux interventions des pouvoirs publics. Les débats au sein des groupes de réflexion en Italie révèlent qu'en général, les actions individuelles ne sont pas considérées comme étant aussi efficaces que les interventions publiques, sauf dans des cas très précis (canicules, par exemple). Ces conclusions ont été corroborées lors d'entretiens réalisés en République tchèque, au cours desquels les répondants se sont montrés convaincus qu'il « incombe à l'État de régler les problèmes environnementaux », alors qu'en ce qui concerne les accidents de la route, ils ont jugé l'individu plus apte à résoudre le problème par lui-même (octobre 2006 et janvier 2007).

Latence

Vu les caractéristiques intrinsèques de la plupart des risques environnementaux pour la santé des enfants, il a été jugé important, dès le début du projet, de traiter de manière parfaitement rigoureuse la question de la latence. Lors des débats tenus au sein des groupes de réflexion en Italie en septembre 2006, les participants ont été priés d'indiquer s'ils pensaient que la réduction du risque surviendrait immédiatement ou après un certain délai. Chose intéressante, les répondants étaient largement d'accord sur les liens entre exposition à la pollution atmosphérique et apparition de problèmes respiratoires ou maladies cardio-vasculaires, la plupart d'entre eux estimant que le délai entre les deux était de 7 à 15 ans. Certains pensaient toutefois qu'il pouvait être de 20 ans ou plus.

Cela s'est vérifié à l'occasion de tests ultérieurs conduits à Rome en octobre 2006. Lors des réunions des groupes de réflexion, les enquêteurs ont étudié les décisions des participants en fonction de l'ampleur des réductions de risque et du moment où celles-ci interviennent. Les réponses ont montré que les gens étaient capables d'opérer de tels choix et d'arbitrer entre des

réductions de risque moins importantes survenant immédiatement et des réductions plus importantes intervenant dans le futur.

Lors des entretiens et des réunions des groupes de réflexion qui se sont déroulés en République tchèque en octobre 2006, les répondants ont été priés de choisir entre une réduction des risques de 15 pour 100 000 se produisant 25 ans plus tard et une réduction des risques de 10 pour 100 000 se produisant 10 ans plus tard. C'est la seconde qui a été privilégiée par la majorité des personnes. D'après plusieurs répondants, l'une des raisons de ce choix tenait au fait qu'avec une période de latence plus longue, l'enfant serait nécessairement adulte au moment où se produiraient les effets sur la santé.

Scénarios présentés aux répondants

Afin de mettre au point des scénarios de qualité, un travail considérable a été réalisé pour évaluer la capacité des répondants d'arbitrer entre différentes populations concernées, entre différents attributs de risques, etc. Dans la présente section, ce travail est récapitulé et classé en fonction des choix opérés (évaluation contingente directe dans le cas d'un programme ou d'un produit, évaluation contingente par le biais des décisions de localisation, compromis fondé sur le nombre de personnes, arbitrage entre deux risques[2] et choix multi-attributs).

Évaluation contingente directe

Même si l'idée de baser tous les résultats sur la mise en œuvre d'un scenario d'évaluation contingente a rapidement été écartée, il n'en a pas moins été jugé important de faire figurer une telle approche parmi les instruments d'enquête, et des tests portant sur d'autres méthodes d'évaluation contingente ont été réalisés.

Dans le cas du Royaume-Uni, un scénario d'évaluation contingente a été proposé dans le cadre d'une enquête pilote menée en août/septembre 2006 auprès de 300 répondants dans la région de Cambridge. Les questions correspondant à la partie évaluation contingente du questionnaire se fondaient sur l'enquête décrite dans Krupnick *et al.* (2002). Afin de proposer aux personnes interrogées une comparaison de leur risque global de mortalité, on leur a présenté les risques correspondant à certaines des causes les plus importantes. Le scénario proposé comportait une réduction des risques (de 5 pour 10 000 ou de 1 pour 10 000) découlant de l'achat d'un produit supposé réduire les risques de mortalité sur une période de 10 ans.

Un pourcentage important a indiqué un CAP de zéro. Plus significatif encore, une proportion relativement élevée de ces réponses peuvent être interprétées comme des réponses de « protestation » (voir tableau 3.3). Cela a suscité des préoccupations quant à la viabilité d'une démarche consistant à

Tableau 3.3. **Pourcentage de l'échantillon total ayant déclaré un CAP de zéro**

	5/1 000		1/1 000	
	En l'absence de protestation	Protestations	En l'absence de protestation	Protestations
Adulte	41.3	7.0	64.0	7.0
Enfant	20.0	4.7	45.3	5.0

utiliser une question d'évaluation contingente directe afin de recueillir le CAP pour réduire un risque de mortalité.

Lors du travail de mise au point de l'enquête effectué en octobre 2006 à Rome et en mai 2007 et mars 2008 à Prague, on a présenté aux répondants un scénario prévoyant la possibilité de déménager de leur ville de résidence effective pour s'installer dans deux villes hypothétiques dont les attributs variaient en fonction de ce qu'il s'agissait d'évaluer. Le scénario « ville A ou ville B » était présenté de la façon suivante :

« Imaginez qu'il existe deux villes en tous points identiques entre elles et à la ville où vous résidez effectivement, sauf en ce qui concerne les taux de mortalité et le coût de la vie.

Dans la ville A, X pour 10 000 enfants entre 5 et 9 ans (tranche d'âge à laquelle appartient l'un des enfants du répondant) meurent chaque année. Le coût de la vie est le même que là où vous vivez actuellement. Dans la ville B, Y (Y < X) sur 10 000 enfants entre 5 et 9 ans meurent chaque année. Dans la ville B, le coût de la vie est supérieur de 1 000 EUR par an à celui de la ville A (et à celui de la ville où vous habitez actuellement).

Où préféreriez-vous habiter, dans la ville A ou dans la ville B ? »

Si l'entretien est poursuivi au moyen de questions appropriées, on peut aboutir à un point où les deux villes A et B paraissent également souhaitables au répondant, qui permet d'établir avec précision la valeur attribuée à la réduction des risques. Les questions « ville A – ville B » permettent de recueillir des informations sur le CAP et la VVS pour toute tranche d'âge voulue. Toutefois, par comparaison avec d'autres méthodes, les travaux entrepris ont généralement débouché sur des valeurs de CAP très élevées pour la réduction des risques, et il a été décidé d'abandonner cette démarche et d'utiliser une question d'évaluation contingente directe dans les tests pilotes ultérieurs.

Compromis fondé sur le nombre de personnes

Afin d'évaluer le « taux marginal de substitution » entre réduire les risques encourus par les adultes et ceux encourus par les enfants, les personnes interrogées ont été priées de choisir entre deux interventions dont la différence tenait aux populations bénéficiaires. Bien que cette méthode ne puisse pas être utilisée pour obtenir une VVS, elle peut fournir aux décideurs de précieuses informations (par exemple, en ajustant la VVS pivot selon la composition des populations bénéficiaires).

Deux possibilités ont fait l'objet de tests. Dans l'un des cas, on propose une intervention des pouvoirs publics qui permet la survie d'un nombre différent d'adultes et d'enfants. Plusieurs paires d'interventions sont proposées aux répondants, ce qui permet alors d'estimer le point d'arbitrage. Cette approche du compromis fondé sur le nombre de personnes a été testée sur la base de l'énoncé suivant par l'équipe de recherche italienne et en République tchèque :

« Supposez maintenant que l'on doive choisir parmi d'autres interventions dans le domaine de la santé publique. L'intervention A permet de sauver la vie de 10 enfants âgés de 0 à 4 ans sur 10 000 cette année, tandis que l'intervention B permet de sauver la vie de 30 adultes âgés de plus de 30 ans sur 10 000.

Comme précédemment, il n'existe de financement que pour l'une de ces deux interventions. Laquelle choisiriez-vous ? (Veuillez cocher la réponse appropriée.)

- Intervention A : permet de sauver la vie de 10 enfants âgés de 0 à 4 ans sur 10 000.
- Intervention B : permet de sauver la vie de 30 adultes âgés de plus de 30 ans sur 10 000.
- A et B sont des choix aussi avantageux l'un que l'autre. »

Cependant, le taux de répondants affichant une préférence relative pour les interventions qui sauvent un nombre relativement restreint d'enfants (par rapport à celles permettant la survie d'un nombre plus important d'adultes) s'est révélé extrêmement élevé. Une autre possibilité portant sur la prestation de traitements médicaux a donné de bons résultats lors des tests, aboutissant à des taux crédibles. Elle est présentée dans la section suivante.

L'exercice de chaînage/pari standard

Le travail initial de mise au point de l'enquête qui a été effectué au Royaume-Uni en août/septembre 2006 a démontré que dans le cas d'un scénario d'évaluation contingente directe de réductions des risques de mortalité, il y avait un risque important de réponses nulles ou de protestation. C'est pourquoi il a été envisagé de « chaîner » une question sur le CAP pour réduire des risques de morbidité avec une seconde question impliquant un

arbitrage entre risques de morbidité et de mortalité. Comme indiqué précédemment, c'est ce qu'on appelle l'arbitrage entre deux risques.

Dans le premier cas, on a testé une question dite du pari standard modifié : les répondants sont priés d'imaginer qu'ils ont été blessés ou qu'ils sont tombés malades, et qu'ils sont transportés à l'hôpital où les médecins leur annoncent qu'ils mourront s'ils ne sont pas traités. Cependant, on les informe qu'il existe deux traitements possibles, tous deux gratuits cette fois (voir l'exemple dans le graphique 3.7) :

Traitement A : *si le traitement réussit, le répondant subira les conséquences d'une blessure ou d'une maladie spécifiée n'entraînant pas la mort. En revanche, s'il échoue, le patient tombera dans le coma et décèdera peu après, avec une probabilité de 1/1 000 (ce risque peut être fixé à n'importe quel niveau).*

Traitement B : *si le traitement réussit, le patient retrouvera un état de santé normal dans les deux jours, mais en cas d'échec, il est possible que sous l'effet du traitement, il tombe dans le coma et décède peu après (ce risque n'est pas spécifié).*

Graphique 3.7. **Exemple de question de pari modifié expérimentale**

Traitement A	Traitement B
En cas de réussite : – trois semaines d'hospitalisation – fortes douleurs pendant 4 mois – douleur permanente légère à modérée dans la hanche	En cas de réussite : – sortie de l'hôpital le jour même – retour à un état de santé normal dans les 3-4 jours qui suivent – aucune séquelle permanente
En cas d'échec : – coma immédiat – décès peu après	En cas d'échec : – coma immédiat – décès peu après
1/1 000	?

On demande à la personne interrogée quel est le niveau de risque le plus élevé qu'elle serait prête à accepter pour le traitement B, sachant que le traitement A comporte un risque d'échec de 1/1 000 (ou tout autre niveau fixé par le chercheur). Puisque le traitement B est plus efficace que le traitement A, en ce sens qu'il peut permettre le retour à un état de santé normal alors que certaines séquelles sont inévitables dans l'autre cas de figure, on s'attend à ce que le répondant soit disposé à accepter un risque de mortalité légèrement supérieur en contrepartie de ce meilleur résultat potentiel. Cette question exige des répondants qu'ils appréhendent des modifications des risques de faible ampleur, mais elle ne leur demande pas d'opérer un arbitrage entre ressources et risque, de sorte qu'il est a priori plus facile pour eux d'y répondre. À titre d'information, les VVS provenant de l'exercice de chaînage

Tableau 3.4. **VVS obtenues dans le cadre de l'évaluation contingente et de l'exercice de chaînage pilote**

	Parent (GBP)	Enfant (GBP)	Ratio enfant/adulte
Chaînage : X*	471 063	2 174 422	4.6
Chaînage : Y*	221 710	2 611 465	11.8
EC directe : 5/1 000	2 300 767	4 996 105	2.2
EC directe : 1/1 000	3 015 233	14 070 910	4.7

* X correspond à 3 semaines d'hospitalisation, 4 mois de fortes douleurs et une douleur permanente à la hanche ; Y correspond à 2 mois d'hospitalisation, 4 mois de douleurs modérées et une douleur permanente au genou.

pilote et de l'évaluation contingente directe sont présentées dans le tableau 3.4.

De façon générale, l'arbitrage entre deux risques semble avoir été bien compris et les répondants se sont montrés attentifs au moment de donner leurs réponses. Toutefois, bon nombre de répondants ont signalé que l'arbitrage auquel ils ont dû procéder dans le cadre du pari standard modifié (faisant intervenir deux traitements) avait été difficile, et ce point a été pris en considération lors de la conception de l'instrument d'enquête définitif.

Analyse conjointe

Du fait de la décision d'adopter la méthode d'analyse conjointe dans l'un au moins des instruments d'enquête, il a fallu, lors de la mise au point de l'enquête, consacrer un travail considérable à des questions plus générales concernant l'effort intellectuel exigé. Ainsi, lors des entretiens personnels conduits en République tchèque en janvier 2007, la difficulté d'opérer des choix a été évaluée pour différents nombres d'attributs. Le répondant était tout d'abord prié de choisir entre deux interventions qui se différenciaient par l'ampleur de la réduction des risques, la durée de cette réduction et la période de latence (comme indiqué dans le tableau 3.5).

Tableau 3.5. **Exemple de question à 3 attributs dans le cadre d'une analyse conjointe**

	A	B
Réduction du risque de mortalité de...	20:10 000	20:10 000
La mesure aura pour effet de réduire le risque de décès…	immédiatement	dans 5 ans
Le risque sera réduit pour une période de...	3 ans	5 ans

Le nombre d'attributs a été augmenté progressivement de trois à un maximum de huit (réduction du risque, cause, type de mesure, période de

latence, durée de la réduction du risque, identité du bénéficiaire, existence éventuelle d'autres bénéficiaires, coût). Les personnes interrogées ont été priées d'indiquer dans quelle mesure il leur avait été difficile d'opérer certains choix suivant le nombre et les caractéristiques des attributs. En règle générale, la prise en compte d'attributs supplémentaires et de la cause de décès se traduit par une nette augmentation du degré de difficulté perçu.

Toutefois, il n'y a pas que le nombre d'attributs qui détermine la difficulté à répondre. Ainsi, l'introduction du contexte (cancer, accident de la circulation, maladie respiratoire, par exemple) dans l'EC5 a semblé accroître de façon disproportionnée la difficulté de la prise de décision. En outre, comme cela a été signalé ci-avant, les répondants semblent avoir éprouvé des difficultés particulières à traiter la question de la latence, et celle-ci a donc fait l'objet d'un soin tout particulier lors du travail de mise au point de l'enquête.

On a notamment évalué attentivement la relation entre la durée de la période de latence et l'identité du bénéficiaire (le répondant lui-même ou son enfant). Quel que soit le bénéficiaire, au-delà d'une certaine période de latence (environ 15 à 20 ans), la réduction immédiate du risque est systématiquement choisie, indépendamment de son ampleur relative. Il apparaît que l'actualisation n'explique pas tout et que cette préférence est aussi le résultat des perceptions qu'ont les répondants des possibles améliorations des soins médicaux au cours de la période considérée.

Par ailleurs, l'importance relative de différents attributs dans les choix opérés a été évaluée ; le graphique 3.8 présente ainsi les résultats d'une analyse réalisée sur trois questions de choix différentes en République tchèque (sur la base de travaux menés en janvier 2007). En l'occurrence, la latence et la cause sont très importantes. De plus, il est intéressant de constater que l'importance relative des différents attributs ne varie pas de façon marquée en fonction des choix précis qui sont présentés. Ces résultats ont été utilisés pour éclairer la conception des instruments de l'enquête définitive.

Mise au point des questionnaires définitifs

Étant donné les incertitudes et les difficultés associées à l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants, il a été décidé de mettre en œuvre différentes méthodes/approches dans le cadre de deux instruments d'enquête distincts. Au total, on a eu recours à quatre méthodes ayant chacune fait l'objet de tests approfondis : évaluation contingente, analyse conjointe, pari standard avec arbitrages entre deux risques (chaînage) et compromis fondé sur le nombre de personnes. Toutefois, toutes les méthodes n'ont pas été utilisées dans tous les pays, et certaines des méthodes sont liées

Graphique 3.8. **Importance relative de différents attributs dans les choix conjoints**

(Importance des attributs, 1 = le plus important, 8 = le moins important)

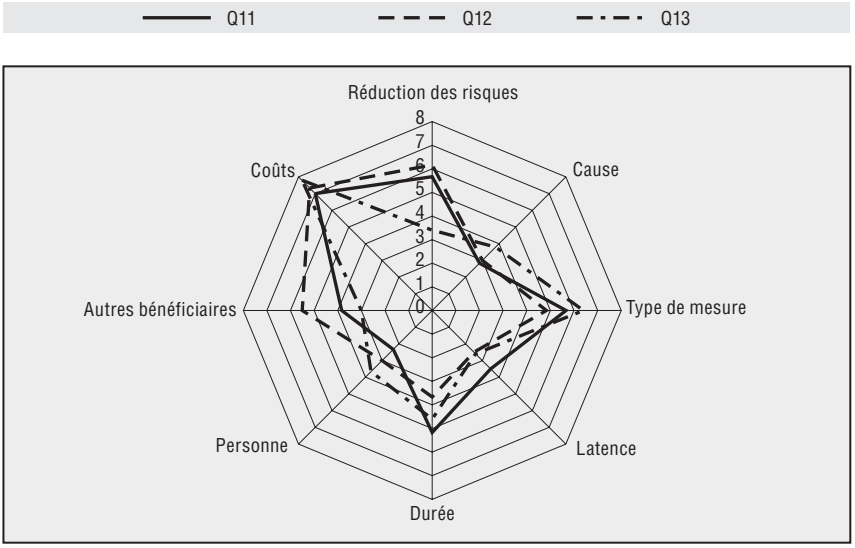


Tableau 3.6. **Méthodes appliquées dans les trois pays**

	République tchèque	Italie	Royaume-Uni
Évaluation contingente	Oui (mortalité et morbidité)	Oui (mortalité)	Oui (morbidité)
Analyse conjointe	Oui	Oui	Non
Pari standard (chaînage)	Oui	Non	Oui
Compromis fondé sur le nombre de personnes	Oui	Non	Non

(voir tableau 3.6 ci-dessous). Les deux instruments d'enquête sont décrits dans les paragraphes qui suivent.

Exercice de chaînage

Au Royaume-Uni et en République tchèque, on a eu recours à une « méthode de chaînage » originale, ainsi qu'à une question d'évaluation contingente. Le questionnaire comportait cinq parties :

1. Section de recrutement.
2. Section de mise en condition.
3. Méthode de chaînage, étape 1 : évaluation directe de la maladie.
4. Méthode de chaînage, étape 2 : pari standard.
5. Renseignements socio-économiques.

À la première étape, les répondants sont priés d'indiquer combien ils consentiraient à payer pour bénéficier d'un traitement qui leur éviterait tous les effets associés à l'un de quatre états de morbidité possibles. Cette procédure est appliquée pour chacun de ces quatre états de morbidité (voir ci-dessous).

Le répondant doit ensuite imaginer qu'il se trouve (ou que son enfant se trouve) dans l'un de ces états de morbidité et que s'il ne suit pas (ou si son enfant ne suit pas) de traitement, son état empirera (et pourrait même, dans certains cas, conduire à la mort). Il est toutefois informé qu'il existe deux traitements possibles, dont l'un comporte un certain risque. Par exemple, on lui annonce qu'il souffre d'une dégradation permanente de son état de santé Pa, et que l'un des traitements aboutit au résultat donné Ta (maux d'estomac accompagnés de diarrhées et de vomissements pendant douze mois), tandis que l'autre offre la possibilité d'un retour rapide à un état de santé normal, mais s'accompagne d'un risque de décès qui est précisé. Les états de morbidité sont décrits comme suit :

- **État de morbidité temporaire, adulte (Ta) :** le répondant souffre de maux d'estomac sévères, accompagnés de diarrhée et de vomissements durant deux ou trois jours toutes les deux semaines, pendant douze mois**.**
- **État de morbidité temporaire, enfant (Te) :** l'enfant du répondant souffre de maux d'estomac sévères, accompagnés de diarrhée et de vomissements durant deux ou trois jours toutes les deux semaines, pendant douze mois**.**
- **État de morbidité permanent, adulte (Pa) :** le répondant souffre de maux d'estomac sévères, accompagnés de diarrhée et de vomissements durant deux ou trois jours toutes les deux semaines, pour le restant de ses jours**.**
- **État de morbidité permanent, enfant (Pe) :** l'enfant du répondant souffre de maux d'estomac sévères, accompagnés de diarrhée et de vomissements durant deux ou trois jours toutes les deux semaines, pour le restant de ses jours**.**

Tous les éléments de ce problème (l'état de santé initial, les résultats des différents traitements et le risque d'échec) peuvent être modulés. Un exemple de pari standard est présenté dans le graphique 3.9.

Un « chaînage » des réponses à ces deux exercices – à savoir le CAP pour éviter un état de morbidité et l'arbitrage entre cet état et le risque de décès – peut permettre d'obtenir une VVS. Le CAP agrégé indiqué dans la première étape peut être mis en équation avec le risque moyen de décéder mentionné dans la seconde étape, de façon à calculer comme suit une estimation de la VVS :

$$VVS = \frac{CAP}{\delta}$$

Graphique 3.9. **Exemple de question de pari standard figurant dans l'instrument d'enquête définitif**

Traitement A	Traitement B
Résultat assuré Votre enfant souffre de maux d'estomac sévères, de diarrhée et de vomissements durant 2 ou 3 jours toutes les 2 semaines pour le restant de ses jours.	50 % de probabilités Votre enfant échappe à tous les effets de cette maladie. 50 % de probabilités Votre enfant tombe dans le coma et décède par la suite.

où δ représente le niveau moyen du risque de mortalité auquel la population juge également souhaitables la maladie et le traitement.

D'autres sections du questionnaire servent à recueillir des renseignements démographiques et des données personnelles, des informations sur l'état de santé du répondant et de l'enfant, les caractéristiques socio-économiques du répondant, ainsi que son avis sur le questionnaire.

Analyse conjointe

Une analyse conjointe a été appliquée en Italie et en République tchèque, parallèlement à une question d'évaluation contingente. Le questionnaire révisé comportait un tutoriel sur les probabilités et testait les répondants pour évaluer leur compréhension des risques dans ce contexte et dans d'autres (billets de loterie, par exemple). Dans le questionnaire définitif, le plan expérimental suivant a été appliqué pour les questions d'évaluation :

1. Les questions d'évaluation ne pouvaient concerner que le répondant lui-même ou l'un de ses enfants, choisi de façon aléatoire parmi la totalité de ses enfants (mais ne pouvaient concerner les deux, afin d'éviter d'influencer les répondants) ; le répondant se voyait assigner de façon aléatoire le traitement pour lequel il devait évaluer la réduction des risques pour lui-même ou l'enfant sélectionné[3].
2. Il y avait au total 5 paires de cas de réduction des risques. La moitié des répondants se voyaient assigner un traitement prévoyant que, pour chaque paire de situations devant laquelle ils étaient placés, ils n'avaient d'autre choix que de sélectionner l'une ou l'autre réponse (A ou B), suivie d'une question ouverte leur laissant la possibilité de n'effectuer aucun choix (A, B ou ni l'un, ni

l'autre). L'autre moitié des répondants se voyaient placés directement devant la question impliquant un choix entre A, B ou ni l'un, ni l'autre.

3. Dans les questions de l'exercice d'analyse conjointe, le contexte (cause du décès) restait le même quels que soient les choix offerts dans les deux premières paires de situations de réduction des risques. La période de latence demeurait toujours la même dans les deux cas de réduction des risques, mais avec une variation des paires pour les répondants et entre les répondants.
4. Les questions de l'exercice d'analyse conjointe utilisaient les attributs et les niveaux d'attributs suivants :
   a) Contexte (cancer, accident de la circulation, maladie respiratoire).
   b) Bien privé ou intervention publique.
   c) Latence (0, 2, 5 et 10 ans).
   d) Ampleur de la réduction des risques (2, 3, 5 et 7 pour 10 000 sur une période de 5 ans).
   e) Coût (non renouvelable) pour le répondant (200, 500, 1 000, et 2 000 EUR).
5. Les attributs variaient tous indépendamment les uns des autres afin de les rendre pleinement identifiables.

Les attributs et leurs niveaux sont récapitulés dans le tableau 3.7 ci-dessous. Pour mieux comprendre les raisons pour lesquelles on a retenu les niveaux d'attributs indiqués, il faut signaler que les réductions de risques correspondent à celles qui étaient assignées aux répondants lors de l'exercice antérieur d'évaluation contingente dans le questionnaire (où la réduction des risques était fixée à 2, 3, 4, 5, 6 et 7 pour 10 000 sur une période de 5 ans). Combinés avec les renseignements sur les coûts et des taux d'actualisation plausibles, ces chiffres correspondent à des valeurs de VVS allant de 200 000 EUR à 25 millions EUR.

Le questionnaire final est divisé en 9 sections. Les exercices d'analyse conjointe se situent grosso modo au milieu du questionnaire. Dans la section 0, on commence par demander au répondant son âge, son sexe et sa situation matrimoniale. Il est aussi prié de consigner le nom, l'âge et le sexe de chacun de ses enfants. L'ordinateur sélectionne ensuite de façon aléatoire un enfant parmi les enfants éligibles, c'est-à-dire ceux âgés de 17 ans ou moins. Durant toute l'enquête, le questionnaire désigne systématiquement l'enfant sélectionné par son prénom (par exemple, « Paolo »).

Dans la section A, on pose plusieurs questions sur l'état de santé de l'enfant, et dans la section B, sur celui du parent (c'est-à-dire du répondant au questionnaire). La section C vise à recueillir pour l'enfant sélectionné et le parent des renseignements approfondis sur la santé, le mode de vie et l'exposition perçue aux risques environnementaux et à ceux liés à la

Tableau 3.7. **Récapitulation des attributs et de leurs niveaux dans l'analyse conjointe**

Attribut	Nombre de niveaux	Niveaux
Contexte (cause de décès)	3	Cancer
		Accident de la circulation
		Maladie respiratoire
Bien privé ou intervention publique	2	Bien privé (pas d'autres bénéficiaires)
		Intervention publique à l'échelle nationale (autres bénéficiaires)
Latence	4	0, 2, 5, 10 ans
Ampleur de la réduction des risques	4	2, 3, 5, 7 pour 10 000 sur 5 ans
Coût (non renouvelable) pour le répondant	4	200, 500, 1 000, 2 000 EUR (Italie) 3 200, 8 000, 16 000, 32 000 CZK (République tchèque)

circulation routière. La section D comporte un tutoriel simple sur les probabilités et quelques questions pour tester la compréhension de cet aspect par le répondant. Les probabilités conduisent naturellement aux risques de décès, qui sont décrits à l'aide d'une grille de 10 000 carrés (lorsque le répondant est censé se concentrer sur l'ampleur des risques) ou à l'aide d'un diagramme à barres (lorsque l'attention du répondant est appelée sur les différences de risques de mortalité selon les tranches d'âge, à mesure qu'un enfant grandit ou qu'une personne vieillit). Les participants sont aussi priés d'indiquer combien ils « craignent » certaines causes de décès.

Dans la section E, il est expliqué que le risque de décès peut être réduit aussi bien par des actes individuels (frottis, examens médicaux…) que par des interventions publiques (programmes de sécurité routière, règlements visant à lutter contre la pollution atmosphérique, etc.). Dans la section F, les répondants sont interrogés sur des aspects purement quantitatifs des risques, et on leur pose ensuite une question d'évaluation contingente sur leur CAP pour une réduction de risque donnée (les concernant eux-mêmes ou l'enfant sélectionné). La section G porte plus particulièrement sur les trois causes de décès retenues dans l'analyse conjointe : maladie respiratoire, cancer et accident de la circulation.

Dans la section H, on encourage les répondants à réfléchir à l'efficacité de la réduction des risques suivant que celle-ci est obtenue par des voies privées ou publiques, et au choix du moment auquel ces réductions de risques doivent intervenir. Les questions correspondant à l'analyse conjointe ont été placées tout de suite après, dans la section I, et sont suivies de questions approfondies visant à déterminer les raisons pour lesquelles les répondants consentent (ou non) à payer et la manière de financer le coût de la réduction des risques. Dans la section L sont posées différentes questions ayant trait à la perception

des risques et aux préférences des répondants quant à leur réduction maintenant ou à l'avenir. Enfin, la section M est consacrée aux questions sociodémographiques habituelles.

Application des questionnaires

Exercice de chaînage

Comme indiqué ci-avant, pour l'exercice de chaînage, deux enquêtes reposant sur des questionnaires de même format ont été réalisées au Royaume-Uni et en République tchèque. En République tchèque, l'enquête a été menée à Prague et à Brno, ainsi que dans six provinces. Au Royaume-Uni, les observations ont été obtenues en de multiples endroits.

En l'occurrence, 14 emplacements ont été retenus afin de réunir un échantillon de parents à peu près représentatif. La distribution géographique exacte des répondants au Royaume-Uni est indiquée dans le tableau 3.8 ci-dessous.

Tableau 3.8. **Points d'échantillonnage au Royaume-Uni**

Lieu	Nombre d'entretiens
Leeds	59
Hull	85
York	61
Sheffield	104
Glasgow	108
Cardiff	70
Romford	84
Southend	24
Holloway Road	41
Colchester	64
Bexleyheath	167
Lewisham	65
Croydon	62
Chiswick	6
Total	1 000

Les personnes ciblées étaient les parents d'enfants de moins de 18 ans. Les répondants étaient recrutés dans la rue, au moyen d'un questionnaire de recrutement qui avait pour objet de sélectionner un quota représentatif. Par la suite, les répondants étaient invités à entrer dans un hall où étaient installés des ordinateurs portables et à répondre à l'enquête dans le cadre d'un entretien avec un enquêteur professionnel. Les personnes interrogées se

voyaient remettre un bon d'une valeur de 5 GBP à titre de remerciement pour le temps consacré à l'enquête. Une société spécialisée dans les enquêtes était chargée de la collecte et du nettoyage des données. Les entretiens en tête-à-tête se sont déroulés pendant trente et un jours, y compris durant certains week-ends afin de pouvoir interroger des personnes qui travaillent. Les enquêteurs avaient été formés à traiter de sujets émotionnels tels que la sécurité des enfants et à minimiser les biais liés de façon notoire à l'enquêteur.

Une procédure similaire a été appliquée en République tchèque, où on a utilisé la méthode des quotas pour constituer un échantillon de parents ayant au moins un enfant de moins de 18 ans (qui n'était pas tenu d'habiter chez le répondant). Des quotas ont également été utilisés pour l'âge des répondants (18-34 ans, 35-44 ans, 45 ans et +), leur sexe, leur niveau d'instruction (parmi trois), leur région (parmi six) et la taille de leur commune (villes, 50 000-100 000 habitants, 10 000-50 000, 2 000-10 000, moins de 2 000). Comme au Royaume-Uni, des entretiens personnels ont été menés à l'aide d'ordinateurs. Toutefois, à la différence du Royaume-Uni, ils se sont déroulés au domicile des répondants.

Dans l'ensemble, un bon éventail de répondants a été obtenu en termes d'âge, de sexe et de catégorie socio-économique (les principales caractéristiques de l'échantillon sont indiquées). L'âge moyen du répondant était de 37 ans au Royaume-Uni et de 39 ans et demi en République tchèque. L'échantillon britannique était composé de familles légèrement plus nombreuses (3.66 personnes contre 3.46) et ayant davantage d'enfants (1.75 contre 1.66). Dans les deux pays, environ la moitié des enfants sélectionnés étaient des garçons. La moyenne d'âge des enfants sélectionnés était plus élevée dans l'enquête tchèque (9.8 ans) que dans celle menée au Royaume-Uni (8 ans).

Analyse conjointe

Pour le second instrument de l'enquête, on a également eu recours à la méthode des quotas. Toutefois, dans le cas de l'Italie, l'échantillon était composé uniquement d'habitants de Milan (ville où la pollution atmosphérique est un problème). En l'occurrence, l'enquête finale s'est déroulée dans deux locaux réservés à cet effet situés à Milan, et comme lors des enquêtes pilotes, les répondants ont rempli eux-mêmes le questionnaire à l'aide d'un ordinateur. Des enquêteurs étaient sur les lieux pendant les premiers jours de l'enquête finale, et ils ont observé personnellement près de 20 répondants pendant que ceux-ci répondaient au questionnaire. Les conversations avec les répondants donnent à penser que ceux-ci ont effectué des arbitrages entre attributs en répondant aux questions de l'exercice d'analyse conjointe. Les personnes interrogées ont été payées 10 EUR pour leur participation à l'enquête.

Les statistiques descriptives des variables démographiques clés de l'enquête finale montrent que l'échantillon est en phase avec le cadre d'échantillonnage. Les répondants avaient entre 20 et 60 ans, et seuls des parents étaient inclus dans l'échantillon. Les enfants étaient âgés au maximum de 17 ans. L'échantillon était divisé de façon égale entre mères et pères, mais la part des femmes au foyer dans l'échantillon féminin était limitée à 20 %. De plus, on a eu recours à des quotas identiques pour trois tranches d'âge (30-34 ans, 35-44 ans et 45-49 ans).

Pour ce qui est du niveau d'instruction, 23 % des personnes de l'échantillon étaient titulaires d'un diplôme universitaire, ce qui reflète la composition de la population de la ville ; 51 % détenaient un diplôme de fin d'études secondaires et 26 % avaient terminé le premier cycle de l'enseignement secondaire, qui correspond à l'instruction obligatoire. En outre, des quotas ont été utilisés pour la richesse relative : 50 % des répondants appartenaient à des ménages gagnant moins de 30 000 EUR par an, et 50 % se situaient au-dessus de ce seuil.

L'échantillon tchèque reprenait les mêmes quotas que celui de Milan, mais il était représentatif de la population tchèque, englobant des habitants de plusieurs grandes villes (Prague, Ostrava et Brno), ainsi que des habitants de villes de moindre envergure et de zones rurales. Les enquêteurs étaient envoyés au domicile des personnes interrogées, où ils menaient l'enquête en personne, utilisant l'ordinateur comme cela s'était fait en Italie, c'est-à-dire en invitant le répondant à remplir le questionnaire.

Comme évoqué ci-avant, les répondants ont été priés d'indiquer leur état de santé (excellent, très bon, etc.) et celui de leur enfant. La fréquence des réponses, présentée dans le graphique 3.10, montre que les répondants étaient davantage enclins à juger excellent l'état de santé de leur enfant que le leur.

Le tableau 3.9 montre que seule une faible proportion de personnes interrogées a fait état de maladies respiratoires chroniques exigeant la prise régulière de médicaments ou l'utilisation d'inhalateurs, ou obligeant à limiter les activités physiques. Ces proportions sont légèrement supérieures dans l'échantillon tchèque, parce que les enquêteurs se sont rendus au domicile des répondants. On avait prévu que les personnes souffrant de graves limitations physiques déclineraient de participer à l'étude réalisée à Milan, car cela les obligeait à se rendre en plein hiver dans l'un des deux centres spécialement aménagés. Ces anticipations sont confirmées par les données.

Graphique 3.10. **État de santé du répondant et de son enfant**
(Pourcentage de l'échantillon indiquant chaque catégorie d'état de santé)

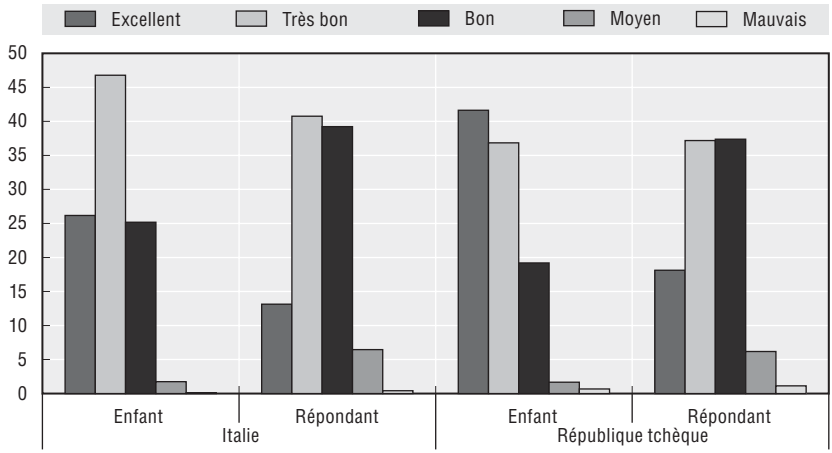


Tableau 3.9. **Prévalence et gravité des maladies respiratoires chroniques dans l'échantillon**

Souffre de maladies respiratoires chroniques qui…	Italie				République tchèque			
	Adulte		Enfant		Adulte		Enfant	
	N Valide	Pour cent	N Valide	Pour cent	N Valide	Pour cent	N Valide	Pour cent
Exigent la prise régulière de médicaments ou l'utilisation d'inhalateurs	1 893	5.55	1 894	4.07	1 506	4.45	1 506	7.10
Obligent à limiter légèrement les activités physiques	1 887	4.66	1 885	1.91	1 506	6.18	1 506	7.57
Obligent à limiter fortement les activités physiques	1 870	0.80	1 880	0.27	1 506	2.19	1 506	1.66
Obligent à rester à la maison au lieu de se rendre au travail ou à l'école	1 871	1.07	1 882	1.38	1 506	0.80	1 506	2.92

Notes

1. Chose déconcertante, certains répondants n'ont pas protesté lorsqu'on leur a présenté des réductions de risques supérieures au niveau de référence.
2. L'arbitrage entre deux risques ne permet pas d'estimer directement la valeur monétaire de la réduction des risques, mais fournit plutôt un classement des risques relatifs en fonction des préférences. Pour des risques de même nature, de tels arbitrages peuvent être liés les uns aux autres pour aboutir à une valeur de CAP.
3. Dans l'étude tchèque, trois paires de choix supplémentaires ont été introduites dans le but de déduire les arbitrages entre les réductions de risques pour les parents et pour les enfants (choix désignés). Les données sont en cours d'analyse.

Références

Beattie, J. Covey, P. Dolan, L. Hopkins, M. Jones-Lee, G. Loomes, N. Pidgeon, A. Robinson et A. Spencer (1998), « On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 1 – Caveat investigator », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 17, p. 5-25.

Braathen, N., H. Lindhjem et S. Navrud (2009), « Valuing Lives Saved From Environmental, Transport And Health Policies: A Meta-Analysis Of Stated Preference Studies », disponible à l'adresse : *www.oecd.org/dataoecd/20/48/43809818.pdf*.

Corso, P.S., J.K. Hammitt et J. D. Graham (2001), « Valuing Mortality Risk Reduction », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 23, p. 165-184.

Fischhoff, B., P. Slovic, S. Lichtenstein, S. Read et B.Combs (1978), « How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes towards Technological Risks and Benefits », *Policy Sciences*, vol. 8, p. 127-152.

Hunt, A. et R. Arigoni Ortiz (2006a), « Review and Summary of the Epidemiological Literature on Children's Health Risks Associated with Environmental Exposures », *Document de travail de l'OCDE,* Paris (*www.oecd.org/document/23/0,3343, en_21571361_36146795_38165463_1_1_1_1,00.html*).

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2002), « Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, p. 161-186.

Slovic, P. (1987), « Perception of Risk », *Science*, vol. 236, n° 4799, p. 280-285.

ANNEXE 3.A1

Chronologie et principaux résultats des travaux d'élaboration de l'enquête

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Janvier 2006	Norwich (Royaume-Uni)	99 étudiants de l'University of East Anglia	Plan expérimental	Examiner l'impact du risque et de son caractère familier sur la sensibilité aux variations des estimations du CAP.	Les risques mal connus ou les dénominateurs de risque élevés imposent un important effort intellectuel, qui se traduit par une insensibilité des estimations du CAP aux variations.
Juillet 2006	Cambridge (Royaume-Uni)	25 parents	Étude pilote	Obtenir des estimations du CAP et de la VVS aussi bien pour les adultes que pour les enfants, à l'aide de la méthode chaînée.	Majoration du CAP (prime) pour éviter la morbidité des enfants ; aversion pour les risques de mortalité des enfants ; « prime » à la réduction des risques de mortalité lorsqu'il s'agit d'enfants : la VVS d'un enfant est plus élevée que celle d'un adulte
Août-septembre 2006	Cambridge (Royaume-Uni)	300 parents ayant au moins un enfant de moins de 14 ans	Étude pilote	Obtenir des estimations du CAP et de la VVS aussi bien pour les adultes que pour les enfants, au moyen d'une enquête d'évaluation contingente.	« Prime » à la réduction des risques de mortalité lorsqu'il s'agit d'enfants ; la VVS d'un enfant est entre deux et dix fois plus élevée que celle d'un adulte.
Septembre 2006	Milan et Mestre (Italie)	16 parents dans chaque ville, ayant chacun au moins un enfant âgé de 0 à 12 ans (8 participants à chaque fois)	Débats en groupes de réflexion	Étudier les préoccupations et les perceptions des parents concernant la pollution de l'environnement et la santé des enfants, tout en testant certains aspects méthodologiques.	Les gens sont conscients des risques associés à l'environnement et de leurs conséquences pour la santé. Leur principale préoccupation est la pollution de l'air. Les participants ont trouvé que les outils d'explication des risques étaient vraiment clairs et utiles. Les participants ont compris la notion de latence, alors que l'allongement de l'espérance de vie (testée auprès des groupes de réflexion de Mestre) était une notion difficile à faire passer.
Octobre 2006	Rome (Italie)	14 parents ayant au moins un enfant de 0 à 12 ans	Débats en groupes de réflexion	Tester les supports liés aux taux de mortalité, aux courbes de survie, à l'espérance de vie, à la réduction du risque à différents âges et à l'analyse conjointe.	Les taux de mortalité exprimés sous forme de fréquences relatives ont bien fonctionné. Les diagrammes en barres et les courbes de survie ont été bien compris. La grille utilisée pour présenter les probabilités de risque a été jugée utile. Il apparaît que les participants opèrent un arbitrage entre l'ampleur de la réduction du risque et le moment auquel elle a lieu. Les participants ont compris le concept d'espérance de vie et d'allongement de celle-ci.

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Octobre 2006	Prague (République tchèque)	15 parents d'enfants âgés de 0 à 14 ans	Débats en groupes de réflexion et entretiens individuels.	Connaître le sentiment des participants sur les risques, les risques environnementaux pour la santé et les effets de crainte, tout en testant certains aspects méthodologiques.	Les participants sont conscients des risques environnementaux pour la santé. Pas d'indications d'effets de crainte. Les participants ont compris le concept de latence. L'allongement de l'espérance de vie s'est révélé plus facile à évaluer que la diminution du risque de mortalité.
Décembre 2006	Venise (Italie)	15 parents	Débats en groupes de réflexion	Mener des tests en vue d'une éventuelle analyse conjointe, l'accent étant mis plus particulièrement sur la présentation des risques de mortalité, sur la décomposition d'un risque en fonction de ses attributs possibles et sur les exercices d'analyse conjointe.	L'approche et les supports ont été compris par les participants, qui ont utilisé tous les attributs pour prendre leurs décisions. Les questions impliquant un compromis fondé sur le nombre de personnes ont été bien comprises, même si les gens tendent à toujours choisir de sauver la vie des enfants.
Janvier 2007	Venise, Vittorio Veneto et Garde (Italie)	13 parents d'enfants âgés de 0 à 14 ans	Entretiens individuels	Tester le plan et les supports d'une analyse conjointe (en variant les causes de morbidité, les périodes de latence et les modes d'administration) et des compromis fondés sur le nombre de personnes (suivis d'une question d'évaluation contingente).	En ce qui concerne les compromis fondés sur le nombre de personnes, les participants ont toujours choisi de sauver les enfants, quel que soit l'âge des adultes et le nombre de survivants parmi eux. Dans ces conditions, à risques égaux, les participants sont davantage susceptibles de payer des sommes plus importantes pour réduire les risques pesant sur les enfants que pour réduire ceux affectant les adultes. En ce qui concerne l'analyse conjointe, les participants ont pris en considération tous les attributs au moment de prendre leurs décisions, y compris le contexte et la cause du décès. Des effets de crainte semblent associés aux cancers.

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Janvier 2007	Prague (République tchèque)	18 parents d'enfants âgés de 0 à 14 ans	Entretiens individuels	Tester les questions de compromis fondé sur le nombre de personnes, la viabilité de l'analyse conjointe (en variant les causes de morbidité, les périodes de latence et les modes d'administration, ainsi qu'en modifiant l'ordre des attributs) et la faisabilité de la méthode de chaînage.	En ce qui concerne l'analyse conjointe, l'ordre des attributs ne joue pas sur leur importance. Les participants ont tenu compte de tous les attributs pour répondre, y compris la cause de décès et le contexte. Le nombre d'attributs inclus accroissait la difficulté de choix pour les participants. De manière générale, la cause/le contexte, le bénéficiaire et la durée des effets ont été considérés comme les attributs les plus importants. L'approche chaînée a été bien comprise et perçue comme plus simple (que l'exercice d'analyse conjointe) par les participants. En ce qui concerne le compromis fondé sur le nombre de personnes, l'ensemble de choix permettant de réduire les risques pour les enfants des répondants n'a pas dominé celui permettant de réduire les risques pour les adultes.
Mai 2007	Prague (République tchèque)	14 parents d'enfants âgés de 0 à 14 ans	Entretiens individuels	Évaluer la perception de l'ampleur réelle du risque annuel de décès pour les enfants, l'exploitabilité de l'analyse conjointe, la deuxième possibilité de compromis fondé sur le nombre de personnes (pour calculer le point d'indifférence) et le scénario « ville A ou ville B ».	Le recours à trois approches se traduit par un questionnaire très long (temps moyen de remplissage : 74 minutes). Les attributs les plus importants de l'analyse conjointe sont la cause de décès et le bénéficiaire. La question de compromis fondé sur le nombre de personnes a été jugée difficile parce que les participants avaient du mal à choisir entre sauver les enfants et sauver les adultes, mais ils ont tous réussi à se décider au final. Le point d'arbitrage entre les adultes et les enfants est estimé à 52 (ce qui signifie que les répondants jugent également souhaitable de sauver 52 enfants ou 100 adultes). L'approche « ville A ou ville B » s'est traduite par un CAP moyen d'environ 1 000 EUR, ce qui dépasse largement le niveau de coûts utilisé et accepté par les participants à l'analyse conjointe.

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Octobre 2007	Norwich (Royaume-Uni)	10 parents	Entretiens individuels	Vérifier la crédibilité des questions, la longueur de l'enquête et la clarté des informations figurant sur le panneau.	Le questionnaire était initialement composé de trois grandes sections : consentement à payer (CAP), pari standard (PS) et compromis fondé sur le nombre de personnes. Les répondants ont trouvé l'enquête tout à fait crédible et intéressante, mais ils ont suggéré quelques modifications fondamentales. Ils ont montré des signes de lassitude et éprouvé des difficultés à répondre aux questions de compromis fondé sur le nombre de personnes, et certains d'entre eux n'ont d'ailleurs pas donné de réponses rationnelles. Ils ont demandé que certains passages de cette section du questionnaire soient reformulés. Compte tenu de la longueur moyenne de l'enquête, qui dépasse 40 minutes, nous avons décidé de recentrer cette dernière sur les deux premières sections (CAP et PS).
Novembre – décembre 2007	Norwich (Royaume-Uni)	13 parents	Entretiens individuels	Tester la clarté des questions, la capacité des participants à comprendre les valeurs de risque et la cohérence de leurs réponses sur l'ensemble du questionnaire.	Des changements significatifs ont été apportés afin d'améliorer les informations figurant sur les panneaux. Les répondants ont trouvé l'enquête intéressante et assez facile à comprendre. Ils ont donné des réponses cohérentes et rationnelles aux questions de CAP et de PS. Cependant, certains ont jugé que la question concernant la contrainte budgétaire était trop générale pour permettre une représentation de la capacité de payer pour des traitements médicaux. Il a été décidé pour cette raison de diviser l'échantillon final en posant la question concernant la contrainte budgétaire à 800 participants, tandis que 200 personnes ne l'avaient pas. En outre, dans la dernière version du questionnaire, quelques questions ont été ajoutées pour permettre aux participants de réexaminer leurs décisions en matière d'allocation budgétaire.

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Mars 2008	Prague (République tchèque)	9 parents d'enfants âgés de 0 à 17 ans	Entretiens individuels	Tester la version finale du questionnaire reposant sur la méthode de l'analyse conjointe, ainsi que les questions de type « ville A ou ville B » (comme en Italie).	Le questionnaire d'analyse conjointe et les questions « ville A ou ville B » ont très bien fonctionné. Il semblerait donc que l'application de ce scénario permette de recueillir le CAP des répondants pour réduire le risque de mortalité des adultes et des enfants. Dans l'exercice d'analyse conjointe, tous les répondants ont choisi la variante dominante qui avait été délibérément incluse.
Mars 2008	Prague (République tchèque)	9 parents	Entretiens individuels	Déterminer par des tests si l'exercice d'analyse conjointe et le questionnaire « ville A ou ville B » (appliqué dans le même temps en Italie) sont applicables au contexte tchèque, et si la traduction est valable. Proposer différentes valeurs possibles de réduction du risque et d'offres, ainsi que certaines questions déjà testées en Italie, mais avec une formulation différente.	L'exercice d'analyse conjointe et les scénarios « ville A ou ville B » constituent des méthodes viables pour recueillir le CAP des répondants pour réduire le risque de décès des adultes et de leur enfant sélectionné. Tous les répondants ont choisi la variante dominante incluse délibérément. Seuls ont été proposés des changements mineurs concernant la formulation ou la mesure du temps total consacré aux activités susceptibles d'accroître les risques de référence respectifs. Compte tenu des résultats concluants des tests en République tchèque, le questionnaire proposé sera utilisé dans le cadre de l'enquête finale.
Mai 2008	Colchester (Royaume-Uni)	30 parents	Étude pilote	Tester la version CAPI du questionnaire avant l'enquête finale. Vérifier la cohérence des réponses et l'accessibilité du système CAPI. Tester l'aptitude du questionnaire à déterminer la valeur d'une vie statistique pour les adultes et pour les enfants.	Quelques petits problèmes de logiciel doivent être résolus. Quelques préoccupations relatives à l'utilisation combinée de paiements mensuels et de paiements ponctuels.

Date	Lieu	Échantillon	Type	Objet	Principaux résultats
Juin 2008	Milan (Italie)	7 parents	Étude pilote	Tester la présentation visuelle améliorée de l'ampleur des risques de référence et de leurs réductions (grilles). Vérifier la nouvelle présentation de la nature du risque et des moyens de le réduire dans les scénarios.	L'enquête est longue et de nombreuses questions exigent des répondants une grande concentration (choix des villes A/B, technologies A/B, choix conjoints, etc.). Problèmes avec le logiciel, qui doit être soigneusement vérifié.
Juillet 2008	Prague	9 parents	Entretiens individuels	Test de la méthode d'évaluation contingente.	
Août 2008	Prague	106 parents	Pilote	Test de l'analyse conjointe (56) et du chaînage (50).	
Septembre - octobre 2008?	Pays entier	323 parents	Pilote	Test de l'analyse conjointe.	

Tableau 3.A1.1. **Résumé des principales conclusions**

Questions à examiner	Constat	Suggestions
Préférences recueillies auprès de tiers	La « perspective parentale » a été adoptée dans l'analyse conjointe et dans l'approche chaînée, l'expérience tendant à montrer qu'il s'agit de la meilleure manière de révéler les préférences des enfants. Bien que cette démarche puisse être influencée par l'altruisme et la perception des risques, elle a bien fonctionné dans les deux cas. Les parents ont effectivement indiqué un CAP plus élevé pour réduire les risques qui touchent leurs enfants que pour réduire ceux qui les touchent eux-mêmes.	La « perspective parentale » a été adoptée dans l'instrument final. Bien qu'une approche collective semble préférable, elle n'a jamais été utilisée dans un contexte empirique, sans doute en raison de la complexité de la modélisation. Dans ces conditions, c'est une approche unitaire qui a été retenue.
Problématique de la latence	Les participants ont bien compris la différence entre un risque immédiat et un risque latent. Ils tendent à favoriser la réduction du risque immédiat lorsque l'intervention concerne des adultes.	Des attributs de latence pourraient être incorporés dans l'instrument d'enquête final.
Contexte environnemental	Les participants se déclarent conscients des risques environnementaux pour la santé et de leur exposition à ces dangers. Dans l'analyse conjointe, le contexte joue un rôle important dans la prise de décision. La méthode chaînée n'a pas été testée dans un contexte environnemental, et les tests préliminaires semblent indiquer qu'un scénario sans contexte fonctionnerait mieux.	Pour être utile à l'élaboration de la politique, l'instrument d'enquête final devrait utiliser autant que possible un contexte environnemental. Cependant, à des fins de comparaison, il conviendrait d'inclure aussi d'autres contextes.
Impact sanitaire	Les maladies respiratoires ont bien fonctionné dans l'analyse conjointe, mais pas aussi bien dans la méthode chaînée. Les accidents de la route ont bien fonctionné dans le cadre des deux approches, mais il ne s'agit pas de risques liés à l'environnement. Les cancers (testés dans l'analyse conjointe) ont bien fonctionné.	Les maladies respiratoires, les accidents de la route et les cancers ont été retenus pour l'analyse conjointe. Pour la méthode chaînée, on a retenu des maux d'estomac et non comme précédemment une « blessure ».
Faibles probabilités	Des expressions telles que « 10 pour 10 000 » ou « 10 cas sur 10 000 » ont été utilisées dans l'analyse conjointe et bien comprises par les répondants. Différentes proportions de réduction des risques ont été utilisées dans l'approche chaînée (20/1 000, 100/1 000, etc.) et bien comprises par les répondants. Dans la première partie du questionnaire, la présentation du risque et des probabilités au moyen d'outils visuels (grilles) a permis une bonne compréhension des probabilités. Cependant, les probabilités réelles de décès n'ont pas été présentées.	L'utilisation de grilles pour représenter le risque et les probabilités aide indéniablement les participants à comprendre les chiffres de probabilité présentés dans les scénarios. De tels outils devraient également être employés dans l'instrument final.
Comparaison des valeurs pour les adultes et pour les enfants	Les deux instruments d'enquête ont permis d'obtenir des valeurs distinctes pour les enfants et pour les adultes. En fonction de l'approche précise choisie pour les questions de compromis fondé sur le nombre de personnes, les participants peuvent avoir tendance à choisir les interventions qui permettent la survie des enfants, quel que soit le nombre d'adultes qui seraient sauvés par le choix inverse.	Division des échantillons pour vérifier les valeurs obtenues aussi bien pour les adultes que pour les enfants. Appliquer des questions de compromis fondé sur le nombre de personnes, mais pas comme moyen unique d'obtenir un taux marginal de substitution.

Tableau 3.A1.1. **Résumé des principales conclusions** *(suite)*

Questions à examiner	Constat	Suggestions
Bien à évaluer	Les individus ne sont pas toujours capables de comprendre correctement l'allongement de l'espérance de vie.	Évaluation de la réduction du risque de mortalité dans l'enquête finale.
Perception du risque	Les premières questions du questionnaire traitent de la compréhension du risque et proposent de familiariser les répondants avec les notions de risque de mortalité et de probabilités à l'aide de grilles. Ces outils ont été grandement appréciés par les répondants, qui les ont trouvés très clairs et faciles à comprendre.	Incorporation de tels outils au début de l'instrument d'enquête final.
Approche d'évaluation	Les analyses conjointes ont été bien acceptées en Italie et en République tchèque. L'approche chaînée s'est montrée prometteuse, au vu de l'implication totale des répondants.	Les deux approches (analyse conjointe et chaînage) pourraient être utilisées dans au moins deux des trois pays, afin que l'on puisse comparer les résultats d'un pays à l'autre.
Échantillonnage de l'enquête	Seuls des parents ont été interrogés lors des travaux préparatoires.	Comme il semblerait difficile de demander à des adultes sans enfant d'évaluer la réduction du risque pour un enfant, il est suggéré de n'interroger que des parents.

Chapitre 4

Résultats de l'enquête

Des estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS) sont présentées à la fois pour les enfants et pour les adultes. L'analyse des données confirme (de façon conditionnelle) l'existence d'une « prime à l'enfant », ce qui est conforme aux résultats des études antérieures. Les éléments allant dans ce sens sont plus solides dans le cas de l'instrument reposant sur la méthode de chaînage. En outre, les effets exercés sur l'estimation de la VVS par un grand nombre de caractéristiques des risques, de facteurs démographiques et économiques et d'attributs des interventions ont été déterminés, et une synthèse des principaux résultats est présentée. Par exemple, il est évident que le contexte a son importance, mais il ne joue pas le même rôle dans le cas des enfants et dans celui des adultes, la variation étant moins forte dans le premier que dans le second.

Introduction

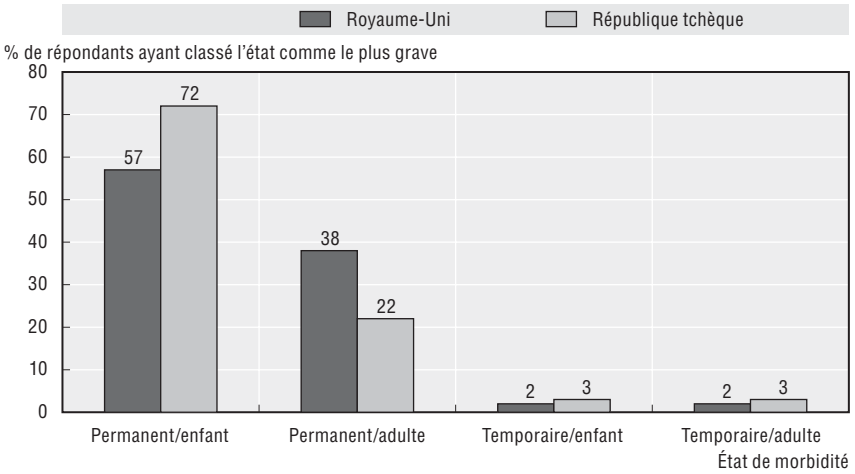
On trouvera ci-dessous un résumé des résultats de l'analyse des données recueillies à l'aide des deux instruments d'enquête : la méthode de chaînage (Royaume-Uni et République tchèque) et l'analyse conjointe (Italie et République tchèque). Cette section aborde ensuite brièvement l'application de la technique du compromis fondé sur le nombre de personnes (PTO) en République tchèque. Elle se conclut par la présentation de quelques-uns des résultats préliminaires d'une analyse du transfert de bénéfices entre des pays et des contextes différents.

Méthode de chaînage

Le premier volet de la méthode de chaînage visait à mettre en évidence les valeurs maximales du consentement à payer (CAP) individuel pour éviter les effets de quatre états de morbidité différents[1] : permanent pour un enfant (Pe), permanent pour un adulte (Pa), temporaire pour un enfant (Te) et temporaire pour un adulte (Ta). Cependant, avant de passer aux questions sur le CAP, dans la section préparatoire, les répondants devaient classer ces quatre états de morbidité par degré de gravité, du plus grave au moins grave. En l'occurrence, la maladie considérée pouvait affecter un enfant ou un adulte et avoir des répercussions temporaires ou permanentes. Les pourcentages de répondants ayant classé chaque état de morbidité comme le plus grave au Royaume-Uni et en République tchèque sont présentés dans le graphique 4.1.

Les résultats montrent que les répondants considèrent généralement un état de morbidité permanent comme plus grave lorsqu'il affecte leur enfant que lorsqu'il les touche eux-mêmes. Ce résultat, qui est conforme aux prévisions, est le même dans les deux pays. Il constitue une première vérification du fait que les personnes interrogées ont bien compris les deux dimensions de l'état de morbidité, c'est-à-dire son degré de gravité et la question de savoir si c'est un enfant ou un adulte qui est affecté. La proportion de répondants classant la maladie permanente affectant un adulte comme la plus grave est plus élevée dans l'échantillon britannique que dans l'échantillon tchèque. La raison de cette différence n'apparaît pas clairement ; elle pourrait tenir au fait que les Britanniques jugent plus important d'être eux-mêmes en bonne santé pour pouvoir s'occuper de leur enfant. Toutefois, si l'on additionne les pourcentages de répondants classant une maladie en première ou en seconde place en termes de gravité (et pas seulement en

Graphique 4.1. **Exercice de classement : pourcentage de répondants ayant classé chaque état de morbidité comme le plus grave au Royaume-Uni et en République tchèque**



première place comme dans le graphique ci-dessus), on obtient des valeurs presque identiques au Royaume-Uni et en République tchèque pour les quatre états de morbidité.

En partant des valeurs totales de paiement – montant forfaitaire maximum du CAP et versements équivalents sur 10 ans pour éviter l'un des quatre états de morbidité –, on a pu établir les principales statistiques des mesures du CAP. Les résultats de l'échantillon du Royaume-Uni sont présentés dans le tableau 4.1, et ceux de l'échantillon tchèque dans le tableau 4.2[2].

Tableau 4.1. **Valeurs moyennes et médianes du CAP pour éviter un état de morbidité particulier dans l'échantillon britannique**

En GBP

	CAP moyen (écart-type)	CAP médian
Ta	14 387	3 600
	(53 830)	
Te	25 782	6 000
	(197 136)	
Pa	20 640	6 000
	(63 441)	
Pe	44 502*	9 000
	(283 085)	

* Une valeur extrême improbable a été exclue.

Tableau 4.2. **Valeurs moyennes et médianes du CAP pour éviter un état de morbidité particulier dans l'échantillon tchèque**

En GBP

	CAP moyen (écart-type)	CAP médian
Ta	12 591	3 279
	(42 261)	
Te	15 408	4 656
	(44 319)	
Pa	18 250	5 902
	(42 424)	
Pe	23 915	7 869
	(57 748)	

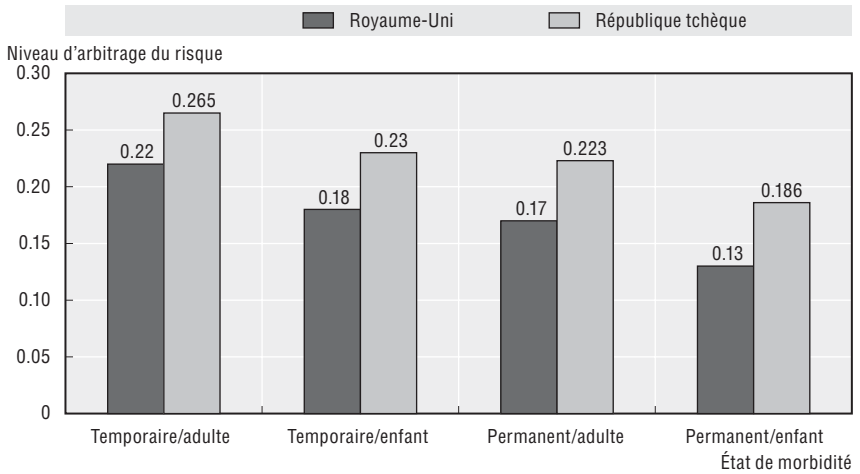
Les résultats montrent que les valeurs de CAP indiquées par les répondants sont jusqu'à un certain point conformes au classement initial des quatre états de morbidité en fonction de leur gravité. Dans les deux pays, le CAP culmine lorsqu'il s'agit d'éviter un état de morbidité permanent à un enfant, et il est le plus bas lorsqu'il s'agit d'éviter un état de morbidité temporaire à un adulte. Toutefois, au Royaume-Uni, les individus semblent prêts à payer plus pour éviter un état temporaire affectant un enfant que pour éviter un état permanent touchant un adulte, du moins si l'on se base sur les valeurs moyennes. Au vu des tests statistiques, tout porte à croire que l'enfant bénéficie d'une « prime » dans les deux pays. Enfin, les valeurs du CAP sont généralement plus élevées au Royaume-Uni qu'en République tchèque, ce qui était prévisible compte tenu des différences de revenus.

Bien que les valeurs du CAP par type d'état de morbidité et catégorie de personnes affectées soient généralement conformes aux prévisions, de nombreux répondants se montrent indifférents à ces deux aspects, c'est-à-dire qu'ils ignorent l'ampleur (qualité/quantité) du bien valorisé et indiquent un CAP identique pour les quatre états de morbidité. Le problème semble plus marqué dans l'échantillon britannique que dans l'échantillon tchèque.

On a procédé à des tests méthodologiques dans lesquels des versions différentes du questionnaire ont été données à des sous-échantillons de répondants. Le critère de contrainte budgétaire, qui avait pour but d'inciter les répondants à mieux prendre en compte les ressources familiales effectivement disponibles, n'a pas semblé affecter les valeurs du CAP enregistrées dans les deux pays. Cela pourrait indiquer que les répondants ont en général soigneusement tenu compte du budget familial, y compris lorsqu'on ne leur a présenté qu'un simple rappel standard à ce propos. Deuxièmement, l'ordre de présentation des états de morbidité que devaient examiner les répondants ne semble pas avoir affecté le CAP, ce qui constitue un résultat positif puisque les effets d'ordonnancement problématiques sont fréquents dans les enquêtes de préférences déclarées.

Le deuxième volet de l'approche de chaînage visait d'abord à établir le niveau de risque auquel les répondants jugent également souhaitables l'un des deux états de morbidité temporaires (Ta ou Te) subi avec certitude et un traitement incertain pouvant conduire au plein rétablissement ou à l'un des états de morbidité permanents pour eux-mêmes ou pour leur enfant (Pa ou Pe). Cette question faisait appel à la méthode du pari standard. Dans un deuxième temps, il était demandé au répondant d'opérer un arbitrage entre la certitude d'un état de morbidité permanent (Pa ou Pe) et un traitement incertain comportant un risque de décès. Les niveaux de risque moyens déterminés auprès des répondants sont présentés dans le graphique 4.2. Les résultats montrent que les répondants acceptent en général un risque moins élevé d'aggravation (maladie permanente ou décès) pour leurs enfants, ce qui

Graphique 4.2. **Valeurs d'arbitrage du risque au Royaume-Uni et en République tchèque**



révèle une plus forte inquiétude pour leurs enfants que pour eux-mêmes. Les données présentées dans le graphique ci-dessous montrent aussi une aversion au risque plus élevée chez les répondants britanniques que chez leurs homologues tchèques, quel que soit l'état de morbidité considéré.

On procède ensuite à un « chainage » entre les valeurs du CAP et les résultats de la question de pari standard pour déterminer la VVS[3]. Sur cette base, la meilleure estimation (obtenue par chaînage simple) de la VVS d'un enfant au Royaume-Uni (342 323 GBP) est nettement plus élevée que celle de la VVS d'un adulte (121 411 GBP). En République tchèque, l'écart est moins prononcé (128 736 EUR contre 81 892 EUR) mais statistiquement significatif au seuil de 5 % (voir tableau 4.3).

Tableau 4.3. **VVS obtenue à partir des valeurs moyennes du CAP et du pari standard**

(En GBP)

	Royaume-Uni		République tchèque	
	VVS moyenne	VVS médiane	VVS moyenne	VVS médiane
Chaînage simple				
Adulte	121 411	100 000	81 892	47 213
Enfant	342 323	1 636 364	128 736	112 412
Chaînage double				
Adulte	374 355	523 636	212 862	131 148
Enfant	1 073 616	21 818 181	360 722	443 404

Les estimations de la VVS obtenues pour les enfants dépassent celles des parents, ce qui montre que les parents accordent bien une valeur supérieure (prime) à la réduction des risques de mortalité pour leurs enfants. Les ratios obtenus dans les deux pays à l'aide de la méthode de chaînage sont similaires à ceux publiés dans les études antérieures. Par exemple, dans ces dernières, le ratio enfant/parent des estimations de la VVS se situe entre 0.6 et 2.3. Cependant, dans les études portant plus généralement sur la prime dont bénéficie l'enfant en termes de sécurité et de santé (morbidité et mortalité comprises), les résultats s'échelonnent entre 0.6 et 6.0, avec une moyenne s'établissant autour de 2.0 (Hunt et Ortiz, 2006b).

Le tableau ci-dessus montre aussi que l'emploi d'une approche de chaînage simple ou double pour le calcul a une incidence assez forte sur la valeur estimée de la VVS. Autrement dit, l'invariance procédurale n'est pas respectée.

L'évaluation des déterminants de la VVS (pour les adultes et les enfants) était aussi l'un des objectifs essentiels du projet VERHI. Plusieurs régressions ont été réalisées à l'aide des caractéristiques des répondants et des ménages pour tenter d'expliquer les estimations de la VVS. Les résultats de ces régressions (qui, dans un souci de concision, ne sont pas présentés ici) montrent que les répondants féminins affichent une VVS plus élevée. La VVS tend aussi à être plus élevée lorsque l'enfant est un garçon. Par ailleurs, plus un ménage comprend de personnes, plus la VVS diminue. Conformément à la théorie économique et comme on pouvait s'y attendre, on observe une incidence positive importante du niveau des revenus sur la VVS. En outre, la VVS est plus élevée dans le cas des répondants qui se trouvent en congé de maternité ou en congé parental et moins élevée lorsque le répondant est célibataire. La VVS augmente également en relation avec le niveau de formation. Ces résultats indicatifs sont à interpréter avec prudence dans la mesure où la VVS n'est pas obtenue par observation directe, mais à partir du CAP déclaré et de la valeur de risque indiquée en réponse à la question fondée sur la méthode du pari standard. Des études supplémentaires sont nécessaires pour interpréter ces résultats, par exemple en relation avec différents modèles de répartition des ressources au sein des ménages.

Enfin, l'observation des répondants lorsqu'ils remplissent le questionnaire semble indiquer un réel intérêt pour les questions qui leur sont proposées dans la méthode de chaînage. En effet, cette méthode s'est révélée tout à fait efficace pour surmonter les difficultés liées au fait que le répondant devait valoriser de faibles variations du risque de mortalité. Les tests n'ont révélé aucun effet lié à l'ordonnancement ou aux contraintes budgétaires dans les réponses sur le CAP. Néanmoins, le contrôle de l'approche de chaînage a mis en évidence différents facteurs de non-respect de l'invariance procédurale, notamment la possible double comptabilisation de la prime à

l'enfant, à la fois dans la détermination du CAP et dans la procédure du pari standard.

Dans ces conditions, bien que la méthode de chaînage semble constituer une procédure prometteuse pour déterminer la valeur de la vie statistique des enfants, une certaine prudence est de mise. Étant donné le nombre réduit d'études antérieures, des travaux supplémentaires seront nécessaires avant de pouvoir conclure concrètement à la validité de cette méthode pour estimer la VVS des enfants. Enfin, de nouvelles études s'imposent pour déterminer l'incidence de l'espérance de vie et des facteurs de préférence temporelle sur le ratio enfant/adulte de la VVS.

Analyse conjointe

Les exercices d'analyse conjointe ont été conduits en République tchèque et en Italie. Ces enquêtes avaient pour but, outre d'estimer la VVS des enfants et des adultes, de déterminer l'incidence sur la VVS de la cause de décès, du type d'intervention de réduction des risques (publique ou privée), ainsi que de la latence et de l'ampleur de cette réduction. Les principaux résultats sont présentés ci-dessous.

Tout d'abord, sans distinguer entre ces différents éléments contextuels, l'enquête menée en Italie est parvenue à une VVS pour l'adulte (4.0 millions EUR) qui n'est pas statistiquement différente de celle de l'enfant (4.6 millions EUR). En République tchèque, les valeurs sont statistiquement différentes au seuil de 5 % : 24.5 millions CZK (1.44 million EUR) pour l'enfant et 19.2 millions CZK (1.13 million EUR) pour l'adulte.

On observe néanmoins des écarts de VVS entre adulte et enfant lorsque l'on différencie les données sous l'angle contextuel. Le tableau 4.4 présente les résultats de plusieurs séquences d'application du modèle avec les données d'Italie et en permettant à l'utilité marginale de la réduction des risques de varier avec la cause du décès. La VVS varie clairement en fonction des causes de décès, la valeur la plus forte étant obtenue en relation avec le cancer. La « prime » dont bénéficie le cancer dans le cadre de la VVS, en comparaison avec le cas où la cause du décès est un accident de la circulation, est de 26 % pour un enfant et de 84 % pour un adulte. Cette prime semble donc la plus élevée chez les adultes. Il n'y a rien de surprenant à cela puisque le cancer est extrêmement rare parmi les enfants et que le risque de référence est plus élevé pour les adultes, ce que les répondants n'ignorent pas.

Les différences de valeurs entre le cancer et les autres causes de décès sont encore plus marquées en République tchèque, où la prime se rapportant au cancer est de 64 % pour les enfants et de 165 % pour les adultes (en comparaison avec le risque lié à un accident de la circulation). Vu que la VVS « composite », sans lien à une cause particulière, est plus faible pour les

Tableau 4.4. **VVS moyenne estimée (erreur type), par cause de décès**

a. Italie (en millions EUR)

	Enfant	Adulte
VVS/maladie respiratoire	4.6 (0.30)	3.3 (0.21)
VVS/cancer	4.8 (0.34)	5.3 (0.33)
VVS/accident de la circulation	3.8 (0.30)	2.8 (0.22)

b. République tchèque (en millions CZK)

	Enfant	Adulte
VVS/maladie respiratoire	23.2 (2.21)	15.0 (2.20)
VVS/cancer	31.6 (2.85)	34.3 (3.29)
VVS/accident de la circulation	19.3 (2.17)	12.9 (2.30)

Note : Les résultats, obtenus à l'aide d'un modèle Logit conditionnel non linéaire, s'appuient sur les probabilités objectives de survie découlant implicitement des chiffres de mortalité présentés aux répondants lors de l'enquête.

adultes que pour les enfants en République tchèque, ce résultat pourrait s'expliquer par le niveau comparativement moins élevé de la VVS des adultes en cas de décès pour cause de maladie respiratoire ou d'accident de la circulation.

Le tableau 4.5 présente les résultats obtenus à l'aide d'un modèle dans lequel, outre les caractéristiques essentielles des différents scénarios (contexte), on a tenu compte de l'évaluation par les répondants des aspects suivants : 1) l'efficacité des interventions publiques en termes de réduction des risques présentés ; 2) la crainte d'une cause de décès particulière ; 3) le degré d'exposition aux circonstances où s'appliquerait chaque cause de décès ; 4) le risque de référence de mourir d'une cause spécifique que court aux yeux du répondant une personne de son âge ou un enfant du même âge que le sien ; et 5) la sensibilité (qui dépend de l'état de santé actuel). Les résultats sont distribués entre les répondants qui valorisent les réductions de risques les concernant et ceux qui valorisent les réductions de risques concernant leurs enfants, et ils sont présentés pour les deux pays dans le tableau.

Les résultats pour l'Italie montrent clairement que la VVS augmente avec la crainte qu'inspire la cause de décès (variable DREAD significativement positive), avec le caractère public (plutôt que privé) des interventions (variable PUBLIC), avec l'efficacité attribuée aux interventions publiques (variable PUBEFF) et avec le degré d'exposition (variable HIGHEXPO). En ce qui concerne

Tableau 4.5. **Incidences sur la VVS de la cause du décès et des caractéristiques du risque**
(Modèle Logit conditionnel non linéaire)

	Italie				République tchèque			
	Adulte		Enfant		Adulte		Enfant	
	Coeff.	t de Student	Coeff.	t de Student	Coeff.	t de Student	Coeff.	t de Student
ALPHARESP	–0.0391	–1.372	–0.0415	–1.255	–0.1099	–4.511	–0.044	–1.917
ALPHACNCR	0.0607	4.732	0.0137	0.933	0.0836	4.86	0.0857	5.663
ALPHAAUTO	–0.0587	–4.639	–0.038	–3.189	–0.0436	–2.661	–0.0082	–0.644
PUBLIC	0.0485	7.19	0.0755	9.874	0.0271	2.921	0.073	7.963
DREAD	0.0227	5.175	0.0213	4.336	0.0035	3.911	0.0027	1.72
PUBEFF	0.0283	5.765	0.0296	5.489	0.0517	6.946	0.0271	4.132
HIGHEXPO	0.0202	2.001	0.0352	3.353	0.0464	3.593	0.0184	1.641
MORECOMM	0.0181	1.669	0.0352	3.213	0.0236	1.644	0.0185	1.420
SENSIT	–0.0055	–0.323	–0.0033	–0.128	0.028	0.942	0.1827	6.723
AGE3039	–0.0279	–1.715	–0.0139	–0.672				
AGE4049	–0.0486	–2.857	–0.0669	–3.251				
AGE5059	0.0123	0.631	–0.0513	–2.274				
MATURA	–0.0068	–0.495	0.0059	0.376				
SOMECOLL	0.0652	2.3	0.0719	2.433				
COLLEGE	0.0189	1.188	0.0397	2.266				
MOSTINC	–0.0452	–2.995	0.0161	1.032				
BETA	–0.0005	–16.702	–0.0005	–15.327	–0.005	–22.997	–0.005	–22.617
DELTA	–0.0145	–1.946	–0.0024	–0.311	0.0136	0.960	–0.0094	–0.892
N	6 999		6 059		5 450		4 998	
log L	–6 294.52		–5 416.05		–4 821.62		–4 469.82	

l'incidence de la fréquence supposée d'une cause de décès selon l'âge du bénéficiaire, telle qu'elle ressort des analyses conjointes, le coefficient estimé pour cette variable présente le signe attendu mais le degré de signification diffère entre enfant et adulte en Italie, et il est peu élevé en République tchèque (voir variable MORECOMM).

Plus important encore, les résultats montrent que la prise en considération des attributs du risque et de la perception du risque ne suffit pas à expliquer les différences de VVS selon la cause de décès. Toutes choses égales par ailleurs – et donc en maintenant constantes les variables correspondant à la crainte, l'exposition, etc. –, les maladies respiratoires et les accidents de la circulation sont toujours moins valorisés en tant que causes de décès et le cancer toujours plus valorisé qu'on ne pouvait le prévoir sur la seule base des attributs et de la perception du risque. Ce résultat pourrait être imputé au fait que les concepts utilisés ne saisissent pas la totalité des aspects possibles de la perception du risque ou que le modèle ne permet pas de

prendre en compte explicitement le degré de familiarité avec le type de risque qui est évalué.

Comme pour la méthode de chaînage, on a étudié les incidences sur la VVS des caractéristiques des répondants et des ménages. Le tableau 4.6 présente les résultats d'un modèle axé sur les caractéristiques démographiques. Les résultats montrent que, lorsque l'enfant sélectionné est un garçon, les parents consentent à payer moins que lorsque la réduction des risques concerne une fille (variable MALECHIL). La VVS des filles est supérieure d'environ 0.4 million EUR à celle des garçons. Lorsque l'enfant sélectionné est une fille, les mères consentent à payer moins (VVS inférieure d'environ 0.56 million EUR) que les pères (variable MOTHER). Cependant, lorsque l'enfant sélectionné est un garçon, les mères sont prêtes à payer plus que les pères pour toute réduction donnée des risques (variable MUMBOY). De fait, le CAP le plus élevé est obtenu lorsque la réduction des risques concerne un garçon et que c'est la mère qui répond.

L'ordre de naissance et l'âge de l'enfant sélectionné ne semblent pas avoir d'incidences (variable OLDEST et variables AGE). Néanmoins, plus les enfants sont nombreux dans une famille, plus la VVS est faible pour l'enfant sélectionné (variable CHILDREN). Même si d'aucuns pourront interpréter ce phénomène sur la base d'une opposition entre qualité et quantité (c'est-à-dire en présupposant que, plus les enfants sont nombreux, plus la VVS est faible), il est plus vraisemblable que cet effet soit imputable aux contraintes de revenus. Les mères célibataires (MUMONLY) consentent à payer un montant nettement plus élevé que les mères qui vivent avec leur conjoint (l'incidence sur la VVS est de 0.4 million EUR).

On constate qu'une forte incidence sur la VVS est associée aux répondants de la ville de Brno et, marginalement, au seuil de 10 %, à ceux de Prague – c'est-à-dire deux grandes villes comparables à Milan –, et qu'une faible incidence, mais une incidence positive et significative, est associée aux répondants qui habitent dans une ville de moins de 20 000 habitants. Enfin, les répondants qui indiquent systématiquement leur opinion et celle de leur conjoint affichent une VVS plus élevée (d'environ 0.5 million EUR) que ceux qui ne présentent dans tous les cas que leur opinion personnelle (variables MEONLY et MESPOUSE), et la VVS de ces derniers est à son tour plus élevée (d'environ 0.24 million EUR) que celle des personnes qui indiquent tantôt leurs préférences propres, tantôt aussi celles de leur conjoint.

Le processus de décision à l'intérieur des ménages peut aussi être important pour comprendre la valeur attribuée aux réductions de risques concernant les enfants ; c'est pourquoi, à la fin de la section du questionnaire correspondant à l'analyse conjointe, il était demandé au répondant d'indiquer si, dans ses réponses, il rapportait uniquement son opinion ou également celle

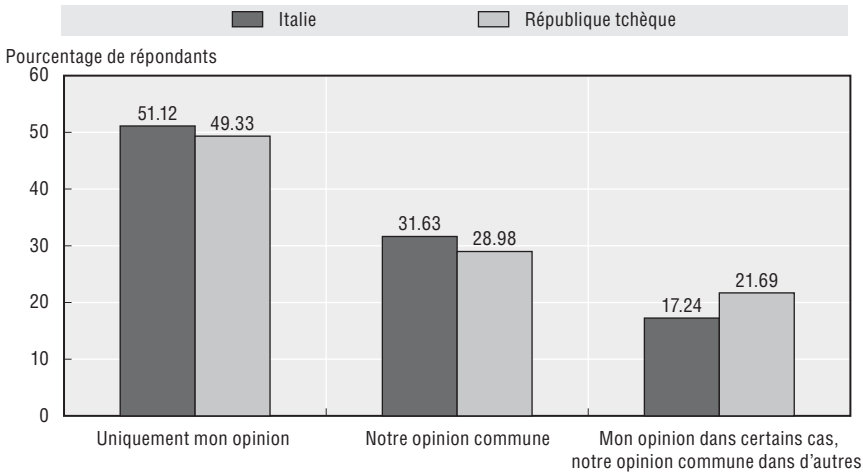
Tableau 4.6. **Incidences sur la VVS des facteurs démographiques et des caractéristiques des ménages en République tchèque**
(Modèle Logit conditionnel non linéaire)

	Coefficient	t de Student
ALPHARESP	0.053	0.709
ALPHACNCR	0.0478	3.885
ALPHAAUTO	–0.0244	–2.188
PUBLIC	0.0732	7.978
MALECHIL (l'enfant est un garçon)	–0.0557	–2.693
AGE6_10	0.0018	0.089
AGE11_15	–0.0016	–0.081
AGE16_18	–0.0078	–0.409
ONLYCHIL (l'enfant est un enfant unique)	–0.1176	–2.671
YOUNGEST (l'enfant est le benjamin de la famille)	0.0536	1.367
MOTHER (le répondant est la mère)	–0.0756	–3.037
MUMBOY (le répondant est la mère ; l'enfant est un garçon)	0.1192	4.221
OLDEST (l'enfant est l'aîné de la famille)	0.0633	1.539
CHILDREN (nombre d'enfants du répondant)	–0.0319	–1.517
MUMONLY (le répondant est la mère ; l'enfant est un enfant unique)	0.055	1.996
PRAGUE	0.0356	1.673
BRNO	0.2384	8.838
OSTRAVA	–0.0301	–0.806
SMALLTWN (le répondant vit dans une ville de moins de 20 000 habitants)	0.0373	2.133
MEONLY (les réponses aux questions de l'analyse conjointe reflètent uniquement les opinions du répondant)	0.0321	2.077
MESPOUSE (les réponses aux questions de l'analyse conjointe reflètent les opinions du répondant et de son conjoint)	0.0692	3.723
BETA	–0.005	–22.687
DELTA	–0.0077	–0.752
N	5 041	
log L	–4 464.26	

de son conjoint. Comme le montre le graphique ci-dessous, environ 50 % des répondants ont déclaré ne rapporter que leur opinion personnelle et environ 30 % des répondants des deux pays ont déclaré que leur réponse reflétait aussi l'avis de leur conjoint. Il est intéressant de noter que les résultats sont presque identiques dans les deux pays. De plus, les pourcentages ne varient pas systématiquement entre les sexes. Il est difficile d'interpréter ces résultats sous l'angle du processus décisionnel à l'intérieur des ménages, et des études supplémentaires sont donc manifestement nécessaires à ce sujet.

En résumé, les résultats obtenus à l'aide de différents modèles d'estimation sur la base des données recueillies en Italie et en République tchèque indiquent ceci : lorsqu'on ne distingue pas la cause du décès, en Italie, la VVS d'un enfant s'établit à environ 4.6 millions EUR et la VVS d'un parent à environ 4.0 millions EUR. L'écart entre ces deux chiffres n'est pas

Graphique 4.3. **Distribution des réponses à la question sur le caractère individuel ou commun aux deux conjoints des opinions exprimées (%)**



statistiquement significatif. En République tchèque, la VVS d'un enfant s'établit à 0.91 million EUR et celle d'un parent à 0.71 million EUR en convertissant les couronnes tchèques au taux de change nominal, ou respectivement à 1.44 million EUR et 1.13 million EUR si on utilise le taux de change à parité de pouvoir d'achat. L'écart entre la VVS de l'enfant et celle de l'adulte est marginalement significatif au plan statistique au seuil de 5 %.

Les résultats font apparaître des estimations différentes de la VVS selon que le risque de décès est dû à une maladie respiratoire, à un accident de la circulation ou au cancer. Dans les deux pays, la VVS est plus élevée dans le cas du cancer que dans celui d'une maladie respiratoire ; la « prime » dont bénéficie ainsi le cancer est d'environ 30 % en Italie et 67 % en République tchèque. Fait intéressant, cette prime est plus forte pour les adultes que pour les enfants. Plus la crainte d'une cause particulière de décès est grande, plus la VVS correspondant à cette cause de décès a tendance à être élevée. Ce résultat s'observe aussi bien en Italie qu'en République tchèque.

Dans l'étude italienne comme dans celle de la République tchèque, toutes choses égales par ailleurs, les répondants consentent à payer plus si les mesures de réduction des risques relèvent d'une intervention publique, et il apparaît que cette prime est identique pour les trois causes de décès examinées ici. Dans l'étude italienne, elle est d'environ 1.8-2 millions EUR lorsque le bénéficiaire est un enfant, et de 1-1.3 million EUR lorsque c'est un parent ; dans l'étude tchèque, la prime à l'intervention publique est plus élevée lorsqu'il s'agit d'enfants (10-12 millions CZK) que lorsqu'il s'agit

d'adultes (3-4 millions CZK environ), et elle n'est pas significative parmi les seconds. Cela donne à penser que chez le répondant moyen, les considérations altruistes l'ont emporté sur les doutes potentiels quant à la production de la réduction des risques à proprement parler.

Le taux d'actualisation des réductions de risque futures qui ressort des réponses est très faible, et de fait ne s'éloigne pas de manière significative de zéro dans l'ensemble des modèles. Les taux d'actualisation relativement bas entrent parfaitement dans la fourchette de valeurs généralement obtenue dans les études où les répondants doivent choisir entre percevoir de l'argent aujourd'hui et réduire le risque de mortalité ultérieurement (par exemple, Moore et Viscusi, 1990 ; Horowitz et Carson, 1990 ; Alberini *et al.*, 2006), mais ils contrastent nettement avec les résultats d'une précédente enquête de préférences déclarées menée en Italie (Alberini *et al.*, 2007), où le taux d'actualisation était de 7 %.

L'utilité marginale du revenu décline lorsque celui-ci est élevé, ce que confirment nos données. Elle est plus faible d'environ 20 % parmi les personnes dont le revenu est supérieur à la moyenne de l'échantillon. En République tchèque, le fait d'habiter une ville relativement grande augmente encore l'utilité marginale du revenu. On constate aussi que, même en neutralisant l'effet du revenu, le consentement à payer des femmes est moindre lorsqu'il s'agit de réduire les risques pour elles-mêmes. Le niveau d'instruction a un effet mitigé, tout comme l'âge du répondant (ou du bénéficiaire). Étant donné que les effets liés à l'âge ne sont observés que parmi les plus âgées des personnes âgées (Krupnick *et al.*, 2002), nos répondants étaient peut-être trop jeunes pour manifester de tels effets.

Compromis entre enfants et adultes fondé sur le nombre de personnes

Outre l'analyse conjointe et la méthode de chaînage, une série de questions basées sur la méthode du compromis fondé sur le nombre de personnes (PTO) a été appliquée en République tchèque. Cette méthode vise à recueillir des préférences dans un contexte d'interventions publiques. En l'occurrence, on commence par présenter aux répondants deux groupes de personnes qui, s'ils ne bénéficient pas d'un traitement, se trouveront rapidement dans un état de morbidité donné décrit plus en détail dans le questionnaire. Les deux groupes sont de taille égale, et composés pour l'un d'enfants de 10 ans environ et pour l'autre d'adultes de 40 ans. Ces deux groupes correspondent précisément à l'âge moyen escompté des enfants et des parents dans l'échantillon retenu.

On demande ensuite aux répondants d'imaginer qu'il existe un nouveau traitement capable de prévenir complètement un état de morbidité donné et de permettre aux personnes affectées de mener une vie normale. Le coût du

traitement est exactement le même pour chaque groupe, mais les ressources existantes ne permettent de traiter qu'un seul des groupes. Le répondant doit alors décider quel groupe doit bénéficier du traitement. Afin d'atteindre le point où les deux options lui semblent également souhaitables, on lui demande de répondre de façon répétée à la question en réduisant à chaque fois le nombre de personnes qui composent le groupe auquel il vient de donner la préférence.

Trois états de morbidité étaient envisagés dans les questions de compromis fondé sur le nombre de personnes :

- PTO1 – maux d'estomac sévères accompagnés de diarrhée et de vomissements durant 2 à 3 jours toutes les deux semaines pendant 12 mois (état T) ;
- PTO2 – maux d'estomac sévères accompagnés de diarrhée et de vomissements durant 2 à 3 jours toutes les deux semaines pendant le reste de la vie (état P) ;
- PTO3 – décès prématuré.

Sur la base des réponses à la série de questions décrite plus haut, on établit le ratio adultes/enfants des deux groupes correspondant au moment où le répondant déclare que les deux options lui paraissent également souhaitables[4]. La « prime à l'enfant » obtenue en comparant les deux groupes s'établit à 1.58 pour la maladie la moins grave (état T) et autour de 2 à la fois pour l'état de morbidité permanent et pour le décès prématuré. Toutes les statistiques recueillies corroborent le fait que les parents préfèrent traiter les enfants malades ou sauver la vie des enfants lorsqu'il est nécessaire de choisir entre enfants et adultes dans un contexte d'intervention publique.

Tableau 4.7. **TMS obtenu à partir des moyennes du nombre de personnes**

	Taux moyen	Taux médian
PTO1 (T)	1.58	1.67
PTO2 (P)	2.00	2.22
PTO3 (décès)	1.97	2.00

Les résultats sont-ils transférables ?

La méthode du transfert de bénéfices est utilisée pour appliquer des estimations existantes du bien-être qui portent sur un contexte ou un ou plusieurs sites d'enquête (à partir duquel sont transférées les valeurs) à un nouveau contexte ou lieu d'intervention publique (vers lequel sont transférées les valeurs). L'approche la plus fréquemment utilisée consiste à transférer directement les résultats d'enquêtes originales antérieures ou d'une étude spécifique portant sur une situation semblable, en les corrigeant simplement de façon à tenir compte des différences de prix et de revenus. Le besoin

d'estimations fondées sur des données transférées apparaît lorsqu'une proposition d'intervention publique est soumise à examen et que l'on ne dispose ni du temps, ni des ressources nécessaires pour mener à bien une étude primaire d'évaluation complète comme celles qui ont été réalisées dans le cadre du projet VERHI. Il arrive aussi souvent qu'une étude complète ne soit pas nécessaire si le décideur a besoin seulement d'une indication grossière de l'ampleur des bénéfices sur le plan du bien-être. Le transfert des estimations de VVS peut alors se révéler utile, à la fois entre pays et entre contextes (par exemple, dans le cas d'estimations de la VVS pour différentes causes de décès prématuré).

Plusieurs techniques de transfert de bénéfices ont été testées : le transfert « naïf » basé sur l'ajustement des bénéfices estimés en fonction du taux de change nominal, le transfert « simple » basé sur l'ajustement en fonction des PPA (parités de pouvoir d'achat), et les transferts qui donnent lieu à une correction des écarts entre niveaux de revenus (en appliquant des hypothèses sur l'élasticité des revenus). Les estimations de VVS ont fait l'objet de transferts à la fois entre pays et entre contextes (causes de décès et interventions publiques/privées de réduction des risques). Le transfert de bénéfices a été testé par rapport aux résultats obtenus par les méthodes de chaînage et d'analyse conjointe.

Ces tests visaient à déterminer l'ampleur des erreurs de transfert en comparant les valeurs transférées aux valeurs de référence observées et « réelles » que constituent les estimations de VVS pour chaque pays ou contexte. L'erreur de transfert correspond à la différence relative entre la valeur de référence et la valeur prédite ou transférée (voir équation ci-dessous). Il n'existe pas de niveau d'erreur généralement admis qui pourrait être considéré comme acceptable dans l'analyse des politiques, même si 40-60 % est décrit comme acceptable dans de nombreux contextes.

$$\textit{Erreur de transfert} = \frac{VVS_{transférée} - VVS_{observée}}{VVS_{observée}} \cdot 100\ \%$$

Les premiers tests du transfert de bénéfices ont servi à évaluer les erreurs de transfert entre l'Italie et la République tchèque de la VVS de l'enfant et de l'adulte obtenue à partir des données d'évaluation contingente, en appliquant divers types de corrections. Les erreurs de transfert se sont généralement révélées très importantes, atteignant environ 400 % dans le cas du transfert « naïf » (sur la base du taux de change nominal) des VVS de l'adulte et de l'enfant. Ce niveau d'erreur était presque réduit de moitié en cas d'ajustement des valeurs sur la base des PPA. L'incidence de l'option d'élasticité des revenus est moins importante en termes de réduction des erreurs de transfert. Ces erreurs sont demeurées élevées (entre 100 % et 500 %) dans les tests de

transfert des VVS se rapportant à trois causes de risque distinctes entre l'Italie et la République tchèque.

En introduisant une distinction supplémentaire (intervention publique ou privée, en sus des causes de risque), les erreurs de transfert paraissent diminuer quelque peu. Si l'on prend l'exemple du transfert d'une VVS se rapportant au cancer et à une intervention publique, en présupposant un facteur d'élasticité des revenus égal à 1, l'erreur de transfert s'établit dans ce cas à 34 %. Malheureusement, un taux d'erreur aussi bas est l'exception et non la règle dans les tests réalisés à partir des données d'évaluation contingente.

Les tests effectués à partir des résultats obtenus par la méthode de chaînage ont abouti à des transferts de bénéfices un peu plus précis qu'avec les donnés d'évaluation contingente. Nous avons mesuré les taux d'erreur de transfert du CAP pour éviter les quatre maladies prises en compte dans l'enquête et définies précédemment. Commençons par le transfert « naïf » et par le recours aux deux valeurs nominales du CAP moyen en livres britanniques (voir partie supérieure du tableau 4.8 ci-dessous) : les taux d'erreur les plus élevés concernent les transferts entre le Royaume-Uni et la République tchèque pour la maladie la plus grave (Pe) ; les taux d'erreur les plus bas concernent les transferts du CAP se rapportant aux parents (CAP déclaré pour éviter Ta ou Pa). Les taux d'erreur des transferts n'augmentent que légèrement si l'on utilise des valeurs nominales en EUR.

Le transfert simple des valeurs ajustées des PPA permet de ramener la fourchette d'erreur autour de ± 20 %, sauf dans le cas de la valeur Pe, où l'erreur est de 34 % (voir tableau 4.8). Dans le cas de l'évaluation de l'état de morbidité des parents, la valeur du CAP transférée du Royaume-Uni serait inférieure au CAP effectif estimé à partir des données tchèques (erreur de transfert négative). Compte tenu du CAP pour toutes les maladies évaluées, on peut conclure que la correction en fonction des PPA donne de meilleurs résultats que les transferts « naïfs ». Cette correction constitue d'ailleurs l'approche recommandée dans les publications spécialisées. Les corrections faisant appel à deux niveaux d'élasticité des revenus aboutissent à des niveaux d'erreurs de transfert semblables à ceux des transferts simples de valeurs ajustées des PPA (voir partie inférieure du tableau 4.8).

En combinant les valeurs du CAP pour éviter les quatre maladies avec les réponses d'évaluation du risque données par les répondants aux questions fondées sur la méthode du pari standard, il est possible d'analyser les erreurs intervenant dans le transfert des estimations de la VVS entre le Royaume-Uni et la République tchèque. Les résultats du transfert des VVS pour l'adulte et l'enfant obtenus à la fois à partir du chaînage simple et du chaînage double sont présentés au tableau 4.9.

Tableau 4.8. **Taux d'erreur des transferts du CAP entre le Royaume-Uni et la République tchèque**
(Pourcentage)

	Ta	Te	Pa	Pe
Transfert « naïf »				
EUR, taux de change nominal	27	86	26	107
GBP, taux de change nominal	16	70	15	89
Transfert simple avec correction en fonction des PPA				
GBP, à PPA	–18	20	–19	34
Valeurs corrigées pour tenir compte des écarts de revenus				
Élasticité des revenus = 1				
GBP	39	–5	41	–14
Élasticité des revenus = 0.7				
GBP, taux de change nominal	21	–18	22	–26
GBP, à PPA	34	–9	35	–18

Les transferts « naïfs » aboutissent à des taux d'erreur assez élevés, de l'ordre de 50 % à 240 % ; les taux d'erreur sont plus élevés pour les valeurs obtenues à partir du chaînage double que pour celles qui résultent du chaînage simple. En comparaison avec les erreurs de transfert recensées en utilisant uniquement les valeurs de CAP, il est clair que les erreurs s'aggravent avec la multiplication des chaînes de risque et du CAP. Le transfert simple avec correction en fonction des PPA réduit le taux d'erreur. Dans le cas du chaînage simple, le taux d'erreur est de 7 % seulement pour la VVS moyenne des parents, mais il s'établit encore autour de 90 % pour la VVS des enfants. C'est en prenant en compte les écarts de revenus et en appliquant des hypothèses sur l'élasticité des revenus que l'on obtient les taux d'erreur les plus bas en termes absolus, de 3 % à environ 50 %.

C'est lorsqu'il concerne la VVS des parents que le transfert entre les deux échantillons nationaux fonctionne le mieux. En l'absence d'informations plus détaillées sur un éventail plus complet de variables explicatives, il est difficile d'interpréter et de neutraliser les erreurs qui se produisent lors du transfert. Il est probable que d'autres différences de caractéristiques sociodémographiques, de facteurs culturels ou d'aversion au risque entre échantillons influent sur les écarts de VVS. Il ressort clairement des tests menés que les transferts des VVS qui résultent des données obtenues par la méthode de chaînage donnent les taux d'erreur les plus bas et approchent un niveau de précision acceptable dans l'optique de l'action des pouvoirs publics. Comme on l'a vu, divers types de corrections, en particulier les ajustements en fonction des PPA et les estimations de l'élasticité des revenus, permettent de réduire le taux d'erreurs dans de nombreux cas.

Tableau 4.9. **Taux d'erreur des transferts de la VVS entre le Royaume-Uni et la République tchèque**
(Pourcentage)

	Chaînage simple		Chaînage double	
	VVS parent	VVS enfant	VVS parent	VVS enfant
Transfert « naïf »				
EUR, taux de change nominal	65	196	101	240
GBP, taux de change nominal	51	170	84	210
Transfert simple avec correction en fonction des PPA				
GBP, à PPA	7	91	30	120
Valeurs corrigées pour tenir compte des écarts de revenus				
Élasticité des revenus = 1				
GBP, taux de change nominal / à PPA	7	–40	–12	–48
Élasticité des revenus = 0.7				
GBP, taux de change nominal	–7	–48	–24	–55
GBP, à PPA	3	–42	–15	–50

Notes

1. À savoir, comme on l'a vu, diarrhée et vomissements de durées diverses accompagnés de maux d'estomac sévères.
2. Pour permettre les comparaisons, les montants recueillis dans l'enquête en République tchèque ont été convertis en livres britanniques (GBP) sur la base du taux de change à parité de pouvoir d'achat. Les deux séries de résultats reposent sur les échantillons complets.
3. On a chaîné le CAP moyen aux valeurs de risque moyennes de l'échantillon, au lieu de commencer par chaîner le CAP et la valeur de risque indiqués par chaque répondant pour ensuite calculer à partir de ces résultats la VVS moyenne pour tout l'échantillon. Si la deuxième méthode n'a pas été retenue, c'est parce que les réponses individuelles comprennent parfois des valeurs extrêmement élevées pouvant entraîner une surévaluation tout à fait improbable de la VVS moyenne.
4. Au début de l'expérience, chaque groupe est composé de 100 personnes. Si le répondant choisit par exemple de traiter le groupe A, les effectifs de celui-ci sont réduits dans la prochaine étape. Si le répondant choisit ensuite de traiter le groupe B, le nombre de personnes composant le groupe A est de nouveau augmenté, mais dans des proportions moindres. Cette procédure est répétée jusqu'à ce qu'on atteigne le point où le traitement des deux groupes de taille différente semble également souhaitable au répondant. Par exemple, si le répondant juge également souhaitables le traitement d'un groupe de 100 adultes et celui d'un groupe de 60 enfants, le ratio est de 1.66 (100/60).

Références

Alberini, A. et A. Chiabai (2006), « Urban Environmental Health and Sensitive Populations: How Much are Italians Willing to Pay to Reduce their Risks?», *Regional Science and Urban Economics*, 37 (2), p. 239-258.

Alberini, A. et A. Chiabai (2007), « Discount Rates in Risk versus Money and Money Versus Money Trade-offs », *Risk Analysis*, vol. 27, n° 2, p. 483-498.

Horowitz, John K. et Richard T. Carson (1990), « Discounting Statistical Lives », *Journal of Risk and Uncertainty,* Vol. 3(4), p. 403-13, décembre.

Hunt, A. et R. Arigoni Ortiz (2006b), *Review of Revealed Preference Studies on Children's Environmental Health*, rapport pour le projet VERHI, *Document de travail de l'OCDE*, Paris (*www.oecd.org/document/23/0,3343,en 21571361 36146795 38165463 1 1 1 1,00.html*)

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2002), « Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, p. 161-186.

Moore, M.J. et W.K. Viscusi (1990), « Models for Estimating Discount Rates for Long-term Health Risks Using Labor Market Data », *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 3(4), p. 381-401, décembre.

Chapitre 5

Conclusions et conséquences pour l'action publique

S'il n'existe manifestement pas de ratio unique capable de rendre compte des différences de préférence en matière de risque entre enfants et adultes, certaines données indiquent que la VVS d'un enfant est plus élevée que celle d'un adulte. Cela n'est pas sans conséquences pour l'évaluation des politiques et la définition des priorités de l'action publique : on peut ainsi imaginer que le rapport coût-efficacité de certaines interventions publiques se révèle satisfaisant alors qu'il ne l'aurait pas été en cas d'utilisation d'une VVS non différenciée. En tout état de cause, il est évident que des travaux complémentaires s'imposent.

Introduction

Le projet VERHI avait pour objectif premier l'estimation de la valeur d'une vie statistique pour les enfants[1] et (à des fins de comparaison) les adultes, dans un contexte que l'on peut qualifier d'« environnemental ». La combinaison des trois facteurs enfant, mortalité et environnement complique fortement la tâche du chercheur.

Pourquoi les responsables de l'action publique se préoccupent-ils de l'évaluation des préférences face au risque de mortalité des enfants ? Il y a à cela plusieurs raisons liées entre elles :

- Bien que les données en la matière soient encore assez limitées, celles qui existent indiquent que les enfants peuvent être particulièrement vulnérables à certains risques environnementaux, à la fois du fait de niveaux d'exposition relativement élevés et de leur plus grande prédisposition à certains troubles de santé résultant d'un degré donné d'exposition[2].
- On considère en général que des précautions particulières s'imposent en matière de santé des enfants, comme le montrent les mesures publiques en place dans un certain nombre de domaines autres que celui de l'environnement, par exemple celui de la sécurité des produits.
- La santé des enfants peut être considérée dans un certain sens comme un bien public, le maintien en bonne santé des enfants ayant des retombées positives à la fois pour leurs parents et pour l'ensemble de la société[3].
- Bien que l'intérêt des enfants soit défendu par les parents (et les autres personnes qui en ont la garde), dans les pays de l'OCDE, les responsables de l'élaboration des politiques ont toujours joué un rôle particulier dans la protection de cet intérêt (parfois même à l'encontre de leurs parents)[4].

Néanmoins, les estimations de la VVS des enfants sont encore peu nombreuses. La théorie économique et les travaux empiriques existants ne permettent pas d'établir catégoriquement si ces estimations sont identiques ou non à celles qui concernent les adultes. Le présent projet de recherche avait donc entre autres pour objectifs d'estimer la VVS des enfants et des adultes dans des situations appropriées et pertinentes dans l'optique de la politique de l'environnement, de déterminer si la valeur attachée à la réduction des risques correspondants est plus élevée pour les enfants que pour les adultes et, dans l'affirmative, de mettre en évidence les conséquences qui en

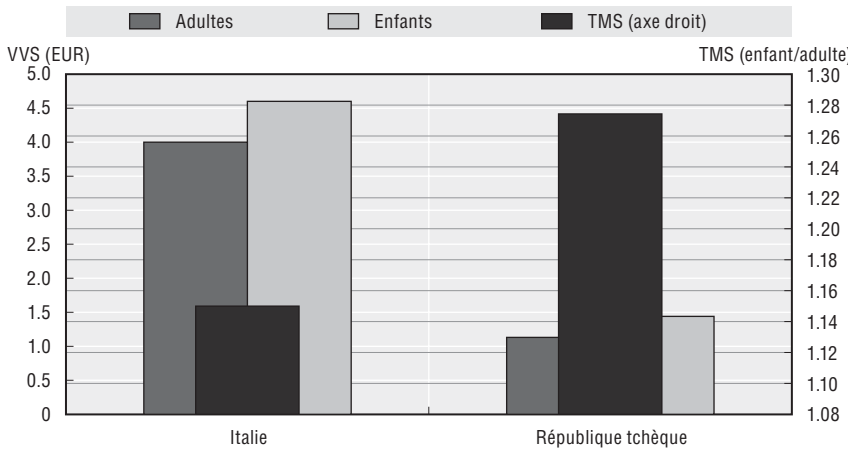
découlent pour l'élaboration des politiques. Ces deux dernières questions font l'objet du présent chapitre.

La VVS des enfants est-elle plus élevée que celle des adultes ?

Si le projet VERHI a produit un certain nombre de résultats utiles à l'action publique en ce qui concerne l'évaluation des risques de mortalité en général, son but principal dans l'optique de l'élaboration des politiques publiques était de déterminer si la valeur résultant de la réduction des risques est plus élevée pour les enfants que pour les adultes, c'est-à-dire si le taux marginal de substitution des réductions de risques pour les enfants par rapport aux adultes est supérieur à l'unité. Comme on l'a indiqué, l'estimation de la VVS des « adultes » obtenue dans le cadre de l'étude VERHI provient d'un échantillon composé uniquement de parents. Par conséquent, la VVS pour tous les adultes (toute personne de plus de 18 ans) pourrait être différente de celle de l'étude, de sorte que la « prime à l'enfant » estimée pourrait également être différente.

Au niveau global, les résultats sont quelque peu ambigus. Dans les analyses conjointes réalisées en Italie, la VVS d'un adulte (4.0 millions EUR) n'est pas statistiquement différente de celle d'un enfant (4.6 millions EUR). En République tchèque, les valeurs sont statistiquement différentes au seuil de 10 % : 24.5 millions CZK pour l'enfant et 19.2 millions CZK pour l'adulte. Ces chiffres sont présentés dans le graphique 5.1[5], accompagnés du taux marginal de substitution (ratio de ces deux valeurs).

Graphique 5.1. **VVS et TMS obtenus à partir de l'analyse conjointe en Italie et en République tchèque**



Avec la méthode de chaînage, les valeurs estimées des réductions de risques pour l'enfant et l'adulte sont nettement différentes. Commençons par comparer les réponses à la question d'évaluation contingente dans laquelle il était demandé aux répondants ce qu'ils consentiraient à payer (CAP) pour éviter un problème de santé. Pour un problème de santé temporaire, le TMS est de 1.8 et, pour un problème de santé permanent, de 2.16. Compte tenu de l'espérance de vie, il n'est guère surprenant de constater que le ratio est plus élevé pour un état de morbidité permanent que pour un état temporaire. Comme indiqué plus haut, on peut procéder à un « chaînage » entre ces valeurs et les résultats de la question fondée sur la méthode du pari standard pour obtenir la VVS. La meilleure estimation de la VVS d'un enfant au Royaume-Uni obtenue par ce moyen (avec un chaînage simple) est de 342 323 GBP, ce qui est nettement supérieur à la VVS d'un adulte (121 411 GBP). En République tchèque, l'écart entre les deux estimations est moins prononcé (128 736 EUR pour un enfant contre 81 892 EUR pour un adulte), mais statistiquement significatif au seuil de 5 %. Toutefois, l'exercice de chaînage comporte un risque de « double comptabilisation » de la « prime » dont bénéficie la réduction des risques lorsqu'elle concerne les enfants. C'est pourquoi dans le graphique 5.2 ci-dessous, le TMS s'appuie sur les réponses des parents à la question du pari standard qui s'appliquent à la fois à eux-mêmes et à leurs enfants. Néanmoins, les valeurs tchèques pour les enfants et les adultes ne sont pas statistiquement différentes lorsque l'on prend en compte la réponse à la question du pari standard des adultes.

La méthode du compromis fondé sur le nombre de personnes permet d'estimer directement le taux marginal de substitution, qui est simplement le ratio adultes/enfants déclaré par chaque individu en réponse aux questions de compromis fondé sur le nombre de personnes correspondantes. Le tableau 5.1 ci-dessous montre que la distribution des TMS individuels est asymétrique ; le TMS s'établit entre 3.4 et 6.2 à partir des valeurs moyennes, mais le TMS dérivé des valeurs médianes s'établit entre 1.7 et 2.2.

Le TMS calculé à partir des moyennes est dans ce cas de 1.58 en relation avec la maladie la moins grave (T), et d'environ 2.0 en relation avec la maladie P ou un décès prématuré. Le TMS résultant des moyennes géométriques est nettement plus élevé : 1.91 pour T, 2.6 pour P et 2.67 pour les maladies conduisant au décès. Toutes les statistiques utilisées le confirment, les parents choisissent de traiter les enfants ou de sauver la vie des enfants lorsqu'un choix doit être fait entre enfants et adultes dans le contexte d'une intervention publique.

Les résultats du projet VERHI s'accordent en général avec ceux des études antérieures, en établissant de façon conditionnelle que le TMS est supérieur à l'unité. Cependant, tel n'est pas toujours le cas, loin de là. Ainsi, les VVS relatives au cancer obtenues en Italie et en République tchèque dans le cadre

Graphique 5.2. **TMS des VVS obtenues par la méthode de chaînage au Royaume-Uni et en République tchèque**

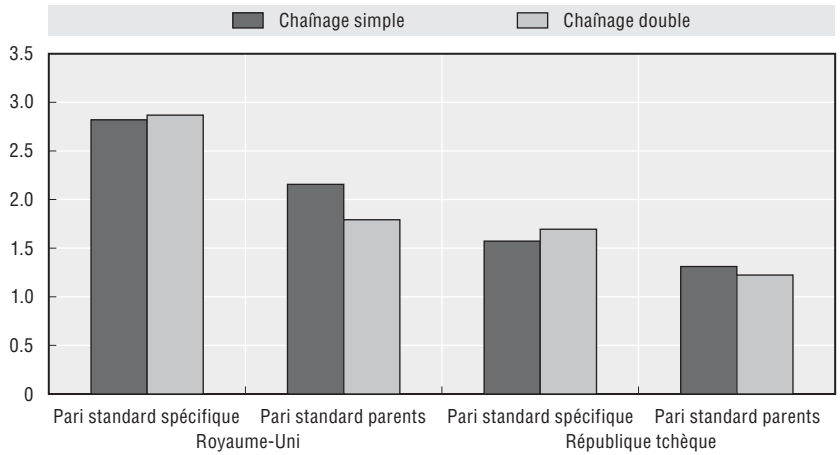


Tableau 5.1. **TMS basé sur les valeurs moyennes obtenues à l'aide de la méthode du compromis fondé sur le nombre de personnes**

	Moyenne	Médiane	Moyenne géométrique
PTO 1 (T)	1.58	1.67	1.91
PTO 2 (P)	2.00	2.22	2.61
PTO 3 (décès)	1.97	2.00	2.67

de l'analyse conjointe sont plus élevées pour les adultes, ce qui soulève la question de savoir dans quelle mesure le contexte ou le risque de référence pèsent sur les résultats.

Comment expliquer les écarts entre des valeurs se rapportant à des risques similaires ?

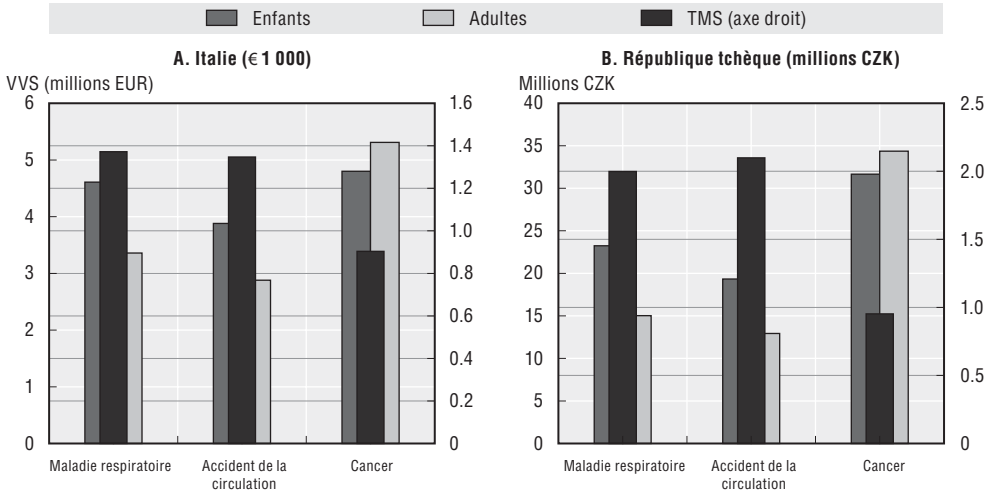
Le résultat (conditionnel) indiquant que le TMS est supérieur à l'unité s'explique sans doute principalement par l'existence de préférences sociales générales en faveur de la réduction des risques pour les enfants, par opposition aux adultes, et ce quelle que soit la nature du risque en jeu. Il est possible également que l'espérance de vie plus longue des enfants (en général) par rapport à celle des adultes (en général) ait une incidence positive sur le TMS des risques de mortalité.

Un facteur de risque apparenté, la latence, pourrait en outre peser d'un poids particulier dans le cas des enfants. D'une part, lorsque la durée de la latence excède l'espérance de vie de certains adultes, la VVS est moins élevée pour les raisons mentionnées plus haut. D'autre part, dans un contexte

d'évaluation des risques pour les enfants, la latence a des implications particulières lorsque l'exposition intervient pendant l'enfance mais que les conséquences en termes de santé ne se manifestent que beaucoup plus tardivement, à l'âge adulte. Si les préférences en matière de risques diffèrent entre enfants et adultes, les différences ont-elles trait principalement à l'exposition ou à son effet ? En ce sens, les incidences latentes, qui peuvent se manifester longtemps après le moment d'exposition, soulèvent des difficultés particulières pour les chercheurs (et les responsables de l'élaboration des politiques)[6].

De très nombreuses données empiriques corroborent l'idée que le contexte a des incidences sur la VVS. De plus, les résultats du projet VERHI indiquent que les VVS relatives des adultes et des enfants diffèrent notablement selon le contexte (voir graphique 5.3). Alors qu'il est effectivement inférieur à l'unité pour le cancer en Italie, le TMS se situe autour de 1.3-1.4 pour les maladies respiratoires et les accidents de la circulation. On observe une configuration similaire en République tchèque, mais avec un TMS relativement plus élevé (se situant autour de 2) dans les deux derniers contextes.

Graphique 5.3. **VVS et TMS dans différents contextes, sur la base de l'analyse conjointe**

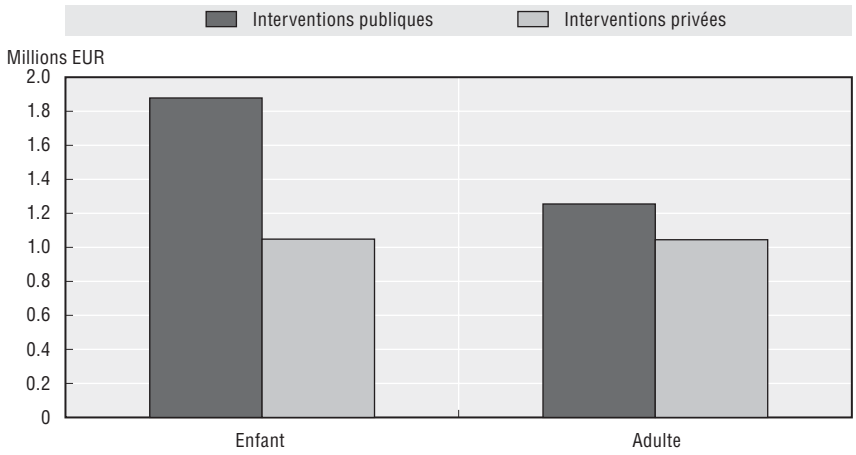


En outre, le caractère « volontaire » d'un risque donné signifie sans doute quelque chose de très différent pour un enfant de 6 ans et pour un adulte. Les répondants à une enquête peuvent très bien percevoir les risques liés à la circulation comme volontaires pour les adultes mais involontaires pour les

enfants. De même, un risque perçu comme « maîtrisable » par un adulte peut être considéré comme non maîtrisable pour des enfants. Même dans le cas où une dépense de protection est consentie pour réduire le risque, le parent concerné peut avoir le sentiment de ne maîtriser que de façon imparfaite la protection de son enfant contre un risque donné[7]. Cela pourrait expliquer certaines différences de TMS en relation avec le contexte mises en évidence dans le graphique 5.4.

Ces deux facteurs sont naturellement corrélés à la distinction entre interventions publiques et privées de réduction des risques. Néanmoins, la différence de CAP pour les enfants constatée entre les deux types de contexte (privé et public) diffère sans doute quelque peu de celle observée pour les adultes. Plus important encore, si l'écart entre la VVS correspondant à une intervention publique et celle associée à une intervention privée est plus fort dans le cas des enfants, c'est peut-être parce que la composante « altruisme paternaliste » a relativement plus de poids dans le CAP total des enfants que dans celui des adultes. Les adultes ne se fient pas nécessairement à d'autres parents pour la protection de leurs enfants. Cela pourrait tenir également à la nature de l'alternative privée de réduction des risques et au degré de maîtrise que les adultes pensent pouvoir exercer. Si leur maîtrise des risques est plus imparfaite dans le cas de leurs enfants que dans leur propre cas, les parents privilégieront davantage les interventions publiques de réduction des risques par rapport aux interventions privées dans le premier cas que dans le second, même en l'absence d'altruisme.

Graphique 5.4. **VVS en République tchèque selon la nature publique ou privée des interventions, sur la base de l'analyse conjointe**



Conséquences pour l'action publique

Il est clair qu'il n'existe pas de TMS unique, mais certaines données – aussi bien dans le projet VERHI que dans les publications spécialisées – semblent indiquer que la VVS d'un enfant est plus élevée que celle d'un adulte. Toutefois, ce résultat n'est pas univoque, y compris dans le projet VERHI. En outre, malgré les données empiriques croissantes justifiant l'emploi d'une VVS différenciée pour les enfants dans les analyses coûts-bénéfices, force est de constater que l'utilisation d'une VVS différenciée en fonction de l'âge (en général) dans l'analyse des politiques demeure l'exception et non la règle. De fait, il est peu fréquent qu'une valeur centrale fasse l'objet de corrections, quelles qu'elles soient, sauf dans les analyses de sensibilité.

L'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis recommande, par exemple, l'utilisation d'une estimation centrale de 7.4 millions USD (USD de 2006) dans toute analyse des avantages, indépendamment de l'âge, du revenu ou d'autres caractéristiques de la population[8]. Les seuls ajustements recommandés concernent les prévisions d'augmentation des revenus dans le temps, les effets différés et l'inflation.

Le document de la DG Environnement de la Commission européenne sur les « valeurs provisoires recommandées pour l'évaluation de la prévention d'un décès dans l'analyse coûts-bénéfices de la DG Environnement » (2000)[9] présente trois valeurs : une estimation optimale d'environ 1 million EUR (2000), une estimation basse de 0.65 million EUR et une estimation haute d'environ 2.5 millions EUR. Il suggère d'ajuster ces valeurs pour tenir compte de la latence, des polluants cancérogènes (à cause de la crainte particulière qu'inspire le cancer) et de l'âge. En revanche, le cas particulier des enfants n'est pas mentionné[10].

Les Lignes directrices concernant l'analyse d'impact publiées plus récemment par la Commission européenne indiquent que les enquêtes menées dans le passé ont débouché sur des estimations de 1 à 2 millions EUR pour la valeur d'une vie statistique et de 50 000 à 100 000 EUR pour la valeur d'une année de vie en Europe. Elles préconisent l'application de ces fourchettes dans les analyses d'impact lorsqu'on ne dispose pas d'estimations se rapportant plus spécifiquement au contexte. Aucune mention n'est faite d'un quelconque ajustement de ces valeurs en fonction de l'âge, ni a fortiori dans le cas des enfants.

L'application de VVS différenciées en fonction de l'âge dans les analyses de sensibilité a parfois donné lieu à de très vives controverses. Aux États-Unis, par exemple, l'utilisation de coefficients de pondération différenciés en fonction de l'âge dans une analyse des initiatives Clear Skies réalisée par l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA) a suscité de très nombreux commentaires dans la presse[11]. En l'occurrence, une VVS réduite

de 37 % avait été appliquée aux plus de 65 ans. Santé Canada a également commandité une étude (en relation avec la réglementation du tabac) dans laquelle une VVS plus basse a été utilisée pour la fraction la plus âgée de la population (Hara Associates, 2002).

Il est vraisemblable que l'application d'une « prime » pour les enfants serait moins controversée que celle d'une « décote » pour les personnes âgées. Comme les « enfants » ne sont pas pris en compte en tant que tels dans ce type d'études qui servent généralement à établir des VVS de référence, la « prime » pourrait être simplement ajoutée à l'estimation de référence. Cette option serait aussi plus facile à justifier d'un point de vue politique. En effet, bien que les intérêts des enfants soient normalement défendus par les parents (et les autres personnes qui en ont la garde), dans les pays de l'OCDE, les responsables de l'élaboration des politiques jouent depuis toujours un rôle particulier dans la protection des enfants à l'égard des risques en général. Dans certains cas (négligence ou mauvais traitements, par exemple), ce rôle peut même prendre le pas sur celui des parents[12]. Il existe donc de ce fait au minimum une obligation spécifique, eu égard aux risques concernant les enfants, de déterminer si une prime doit être appliquée ou non.

Toutefois, les coûts de mise en œuvre d'une étude d'évaluation empêchent de réaliser une telle étude à chaque fois qu'un projet de mesure gouvernementale est présenté[13]. En pratique, il y a donc lieu d'identifier les cas dans lesquels la réalisation d'une étude d'évaluation du risque de mortalité revêt une importance particulière. Dans son « manuel pour l'évaluation de la santé des enfants », l'EPA (2003) donne trois exemples de règlementations ayant fait par le passé l'objet d'une analyse et pour lesquelles il aurait été particulièrement utile de disposer de valeurs spécifiques pour les enfants :

- La règlementation concernant les moteurs de poids lourds et le gazole a fait l'objet d'une analyse coûts-bénéfices dans laquelle on a appliqué les VVS des adultes, y compris lorsque certaines des incidences évaluées (bronchite aiguë, troubles des voies respiratoires inférieures ou supérieures) concernaient spécifiquement les enfants.
- Dans une analyse de l'Office de contrôle des médicaments et des produits alimentaires des États-Unis (FDA) consacrée à « la sûreté et l'hygiène de la production » des jus de fruits et de légumes, des valeurs identiques de coût de la maladie ont été utilisées pour les adultes et les enfants. Ces valeurs étant calculées sur la base du coût des traitements, du coût des médicaments et des pertes de productivité, il est peu probable que le coût de la maladie d'un adulte soit équivalent au coût de la maladie d'un enfant[14].
- Enfin, dans une étude du rapport coût-efficacité des normes relatives aux airbags édictées par l'Administration nationale de la sécurité routière des

États-Unis (NHTSA), le nombre total de décès – l'efficacité de la réglementation étant exprimée en termes de vies sauvées par millions USD – est présenté sans distinction entre enfants et adultes.

Existe-t-il des règles générales permettant de déterminer les cas dans lesquels il est particulièrement utile de disposer de valeurs spécifiques pour les enfants ? L'EPA (2003) note que, dans les analyses coûts-bénéfices, une analyse distincte de la VVS des enfants n'est pas requise lorsque l'unité d'analyse pertinente est le ménage et non l'individu ; c'est le cas si l'intervention publique considérée vise à atténuer des incidences négatives affectant l'ensemble du ménage, par exemple lorsque l'on cherche à établir un modèle de prix hédonistes du logement en relation avec le choix d'un site destiné à accueillir des déchets dangereux. Le cas inverse, où il est particulièrement important de disposer d'une telle estimation, se présenterait lorsqu'il existe des externalités à l'intérieur du ménage, par exemple lorsqu'il s'agit de déterminer les incidences sur la santé du tabagisme passif au sein du foyer.

Plus généralement, lorsqu'une intervention publique affecte particulièrement les enfants du fait de sa nature et/ou de son champ d'application (lutte contre les pesticides sur les terrains scolaires, par exemple) ou parce que les enfants sont particulièrement vulnérables au risque en jeu (présence de plomb dans l'eau potable, par exemple), il est probable que l'utilisation de valeurs spécifiques pour les enfants contribuera à assurer une allocation efficiente des ressources et des efforts des pouvoirs publics.

En conclusion, le projet VERHI a permis de constituer un large corpus de données sur les conditions dans lesquelles la VVS des enfants est susceptible de s'écarter le plus de celle des adultes. Par exemple, s'il est vrai que le contexte a son importance, le rôle qu'il joue n'est pas le même dans le cas des enfants et dans celui des adultes. Les variations observées d'un contexte à l'autre sont moins marquées pour les enfants que pour les adultes. En outre, les interventions privées et les programmes publics ne sont pas évalués de la même façon, les seconds se voyant attribuer une valeur plus élevée en relation avec les enfants qu'avec les adultes. Il importera d'étudier ces aspects dans le cadre des travaux futurs pour contribuer à l'efficience des processus d'élaboration des politiques.

Notes

1. L'article 1 de la Convention relative aux droits de l'enfant de l'UNICEF *(www.unicef.ors/crc)* stipule : « un enfant s'entend de tout être humain âgé de moins de dix-huit ans, sauf si la majorité est atteinte plus tôt en vertu de la législation qui lui est applicable ». La clause restrictive n'est pas dénuée d'une certaine importance pratique. En effet, Melchiorre (2004) a réalisé une étude comparative sur l'âge auquel

les enfants peuvent travailler, se marier, sortir du système scolaire et comparaître devant un tribunal dans plusieurs pays. Il est intéressant de noter que des écarts importants subsistent en ce domaine, y compris entre les pays de l'OCDE *(www.risht-to-education.ors/sites/r2e.sn.apc.ors/files/ase new.pdf)*.

2. Parmi les études récentes à ce sujet, on peut citer l'« enquête environnementale sur les enfants » (GerES IV) réalisée en Allemagne, qui portait sur un échantillon de près de 1 800 enfants âgés de 3 à 14 ans et a permis de recueillir des données sur l'exposition environnementale et les effets sur la santé. D'autre part, la Suède a réalisé une enquête nationale sur les problèmes sanitaires liés à l'environnement couvrant 30 000 enfants âgés de 8 mois, 4 ans et 12 ans. Le degré d'exposition et les impacts n'étaient pas mesurés directement, l'enquête cherchant avant tout à recueillir des données sur la façon dont l'exposition était perçue par les répondants. Aux États-Unis, une enquête nationale sur l'enfance examinera les incidences des facteurs environnementaux sur la santé et le développement en suivant plus de 100 000 enfants dans tout le pays dès avant leur naissance et jusqu'à l'âge de 21 ans *(www.nationalchildrensstudy.sov/about/overview/Pases/default.aspx)*.
3. « Les obligations et les préoccupations des membres d'une société à l'égard des enfants sont différentes de celles qui concernent les adultes » (Hoffmann, 2007).
4. C'est ce que désigne, en jargon juridique, l'expression de « parens partriae » ; voir Hoffmann (2007).
5. Les valeurs tchèques ont été obtenues sur la base du taux de change à parité de pouvoir d'achat (1 EUR = 16.9 CZK).
6. Il existe peut-être un effet d'interaction significatif entre la durée de la latence et l'âge de l'enfant, dont ne tiennent pas compte les estimations de l'une ou l'autre variable. Cette hypothèse pourrait être testée.
7. Il est intéressant de noter que, pour Dickie et Gerking (2006), l'une des raisons pour lesquelles les études sur les flux financiers en direction des adultes à l'intérieur des ménages ne trouvent pas preuve d'un « altruisme paternaliste » tient peut-être au fait que les adultes ne contrôlent pas les décisions de consommation des enfants plus âgés.
8. *http://yosemite1.epa.sov/ee/epa/eed.nsf/pases/MortalityRiskValuation.html*.
9. *http://ec.europa.eu/environment/enveco/others/pdf/recommended_interim_values.pdf*.
10. Le document ne prévoit aucun ajustement sur la base de l'état de santé étant donné l'incertitude qui subsiste en ce domaine. Fait intéressant, il ne recommande pas de procéder à des ajustements pour tenir compte des différences de revenu moyen entre les États membres, pour des raisons à la fois méthodologiques (incertitude) et politiques (subsidiarité). Néanmoins, le document prévoit la possibilité d'utiliser des valeurs moins élevées pour les États qui étaient candidats à l'adhésion au moment de sa publication.
11. Ce cas est examiné dans Viscusi et Aldy (2007).
12. C'est ce que désigne, en jargon juridique, l'expression de « parens partriae » ; voir Hoffmann (2007).
13. Agee et Crocker (2004) analysent les conditions très restrictives dans lesquelles on peut envisager un transfert de valeurs des adultes aux enfants.
14. Étant donné que les méthodes de calcul du coût de la maladie sont très largement employées dans l'évaluation des interventions publiques, il serait d'ailleurs

intéressant de déterminer si la différence de coût entre adultes et enfants est généralement plus ou moins grande que l'écart observé entre les valeurs de CAP.

Références

Commission européenne (2009), Impact Assessment Guidelines, disponible à l'adresse *http://ec.europa.eu/governance/impact/commission_guidelines/docs/iag_2009_annex_en.pdf*.

United States Environmental Protection Agency (2003), *Children's Health Valuation Handbook*, Washington, EPA.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Chili, la Corée, le Danemark, l'Espagne, l'Estonie, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, Israël, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Slovénie, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission européenne participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

ÉDITIONS OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
(97 2010 13 2 P) ISBN 978-92-64-08613-5 – n° 57712 2012

Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants

Anna Alberini, Ian Bateman, Graham Loomes And Milan Ščasný

La réduction des risques environnementaux a-t-elle plus de valeur lorsqu'il s'agit d'enfants que lorsqu'il s'agit d'adultes ? Et si oui, quelles sont les conséquences pour l'action des pouvoirs publics ? Produit final du projet sur l'évaluation des impacts sur la santé liés à l'environnement (VERHI), ce rapport expose les résultats de nouveaux travaux de recherche consacrés à cette importante question de politique de l'environnement.

Les auteurs présentent des estimations de la VVS (valeur d'une vie statistique) des enfants et des adultes qui sont produites sur la base de nouvelles approches méthodologiques de l'évaluation de la santé des enfants. Ces travaux se distinguent par la dimension internationale des enquêtes (réalisées en Italie, en République tchèque et au Royaume-Uni) et par un travail approfondi de mise au point.

Les résultats du projet sont multiples : deux nouveaux instruments d'enquête reposant sur des approches méthodologiques différentes ; de nouvelles estimations de la VVS des adultes et des enfants ; une analyse des effets du contexte et d'autres facteurs sur les préférences en matière de risques ; des moyens originaux de présenter les risques, dont divers supports visuels ; et des enseignements qui permettent de dégager des pistes intéressantes en vue de nouvelles études.

Merci de citer cet ouvrage comme suit :

Alberini, A., *et al.* (2012), *Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants*, Éditions OCDE.
http://dx.doi.org/10.1787/9789264048805-fr

Cet ouvrage est publié sur *OECD iLibrary*, la bibliothèque en ligne de l'OCDE, qui regroupe tous les livres, périodiques et bases de données statistiques de l'Organisation. Rendez-vous sur le site ***www.oecd-ilibrary.org*** et n'hésitez pas à nous contacter pour plus d'informations.

éditionsOCDE
www.oecd.org/editions

ISBN 978-92-64-08613-5
97 2010 13 2 P

9 789264 086135