

Chapitre 2

Cadre d'évaluation des conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur

Ce chapitre décrit la méthode utilisée dans le présent rapport pour analyser les conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur. Cette méthode repose sur l'analyse des voies d'impact qui se déroule en plusieurs étapes, en partant de l'établissement de projections des émissions de polluants atmosphériques polluants dans l'air extérieur pourra fin de calculer les concentrations des principaux polluants, puis leurs impacts biophysiques sur la santé et sur les rendements des cultures, et enfin déterminer les coûts économiques. Ces derniers sont établis au moyen du modèle ENV-Linkages pour les impacts marchands. Le calcul des impacts non-marchands découlent et des de résultats d'évaluations directes pour les impacts non marchands. Le cadre de modélisation et les techniques économiques utilisés sont présentés à chaque étape.

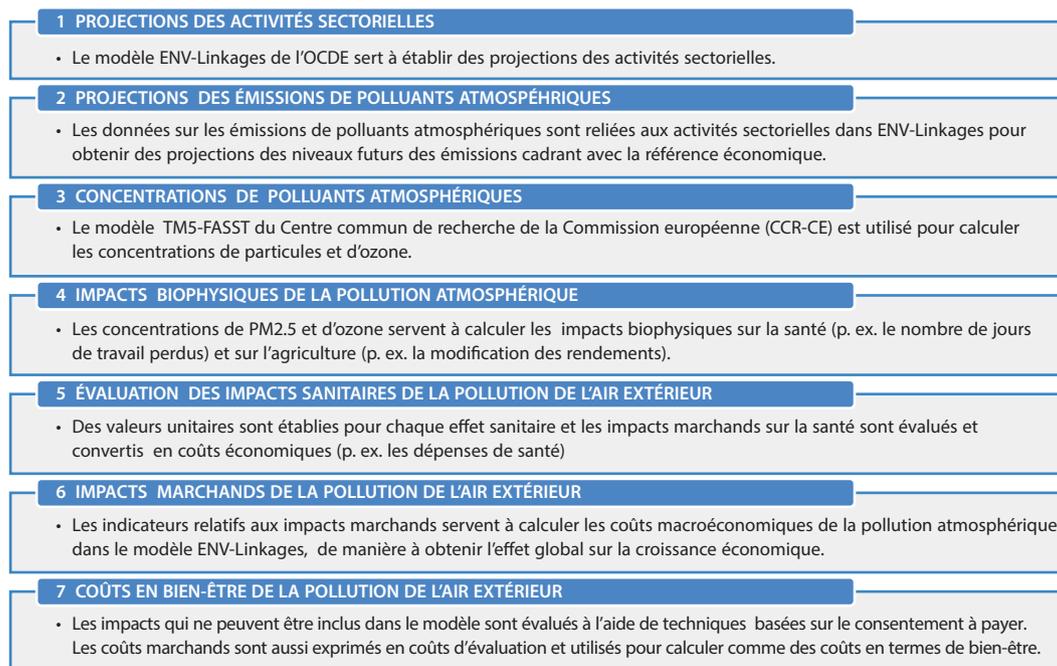
2.1. Présentation générale du cadre d'évaluation

Le cadre d'évaluation des conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur fait le lien entre les projections de l'activité économique, les modifications de la qualité de l'air et leurs conséquences biophysiques et économiques. La modélisation et les projections de ces conséquences étant effectuées dans le cadre d'une méthode « du cheminement d'impact », il est nécessaire de procéder par étapes et de recourir à différentes techniques et cadres de modélisation. Le graphique 2.1 récapitule les différentes étapes de cette approche.

Il importe, dans une première étape, d'adopter un cadre de modélisation économique pour pouvoir établir des projections de l'activité économique, ainsi que des émissions qui en résulteront. Un modèle d'équilibre général calculable (EGC), comme le modèle ENV-Linkages de l'OCDE, est idéal à cet égard, car il permet d'établir des projections de l'activité économique par secteur et par région. Comme indiqué à la section 2.2, les projections de l'activité économique par secteur et par région à l'horizon 2060 reposent sur un ensemble d'évolutions exogènes et de facteurs importants, comme l'évolution démographique et le progrès technologique.

Dans une deuxième étape, les données sur les émissions d'un groupe de polluants atmosphériques sont reliées, chaque année, aux projections précédemment établies des différentes activités économiques. Dans certains cas, les émissions sont directement liées à une phase particulière du processus de production, par exemple la combustion d'énergie fossile. Dans d'autres cas, les émissions sont associées directement au volume de la production. Les projections des émissions qui ne sont pas directement liées à l'activité économique sont, quant à elles, fondées sur des tendances exogènes. Conjointement, ces différentes opérations permettent d'établir des projections des niveaux d'émission par région, comme indiqué à la section 2.3.

Graphique 2.1. **Étapes de l'étude des conséquences économiques de la pollution atmosphérique**



Dans une troisième étape, les concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone sont calculées à partir des trajectoires d'émissions des polluants de l'air. Ce calcul fait intervenir un modèle de dispersion atmosphérique et donne lieu à une décomposition des émissions nationales sur une échelle spatiale plus réduite pour déterminer les niveaux des émissions à l'échelon local. Elle produit une « grille » de concentrations pour la période 2010 à 2060, qui sert de base à l'évaluation des impacts sur la santé et sur l'environnement. La section 2.4 donne des explications détaillées du déroulement de cette étape et du cadre de modélisation utilisé.

La quatrième étape donne lieu au calcul des impacts biologiques et physiques résultant de fortes concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone, pondérées en fonction de la population, au moyen des données sur la population et sur les expositions aux polluants, ainsi que des résultats d'études ayant calibrées les fonctions concentration-réponse (voir la section 2.5). Cette étape regroupe les informations sur les concentrations disponibles à une échelle spatiale réduite afin de les présenter à l'échelon national pour 181 pays dans le cas des $PM_{2,5}$, et de 161 pays dans celui de l'ozone. Une série d'indicateurs permet de présenter les impacts biophysiques en distinguant des effets sur le nombre de jours de travail perdus, le nombre d'admissions à l'hôpital, ainsi que des impacts sur les rendements agricoles.

À la cinquième étape, les conséquences économiques directes des impacts sur la santé publique sont calculées à l'échelon national. Cette étape donne lieu au calcul des valeurs unitaires requises pour évaluer chaque impact sur la santé. Par exemple, le nombre d'admissions à l'hôpital est exprimé sous forme de dépenses de santé additionnelles, tandis qu'un coût en termes de bien-être est imputé à chaque décès prématuré. Cette étape est examinée plus en détail à la section 2.6.

Les coûts marchands sont analysés dans une sixième étape au moyen du modèle EGC ENV-Linkages, qui avait été utilisé lors des deux premières étapes. Les impacts directs, représentés par des chocs sur les rendements agricoles, des modifications des dépenses de santé et de la productivité du travail, sont assemblés au niveau des régions du modèle EGC. Ces données servent alors à simuler les conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur (voir la section 2.7 pour de plus amples détails). Cette étape rend compte des effets de rétroaction des impacts de la pollution de l'air extérieur sur l'économie, et constitue l'élément fondamental de l'évaluation des conséquences économiques de cette pollution.

La dernière étape, décrite à la section 2.8, quantifie les coûts relatifs aux impacts qui ne sont pas directement associés à une variable économique. Ces coûts non marchands sont évalués par le biais de modifications du bien-être calculées au moyen des résultats d'études évaluant directement le consentement à payer des individus pour réduire les risques sanitaires.

Les impacts qui ont pu être quantifiés parce qu'il existait suffisamment de données fiables et qui sont inclus dans le cadre de modélisation sont ceux qui concernent les modifications des dépenses de santé, les modifications de la productivité du travail liées aux jours de travail perdus, et les modifications des rendements agricoles. Il n'a pas été possible d'inclure dans ce cadre d'autres impacts tels que ceux exercés sur les rendements des activités de sylviculture, sur la biodiversité ou sur le patrimoine culturel, car aucune étude robuste quantifiant les coûts imputables à la pollution de l'air extérieur sur ces effets n'est disponible à l'échelle mondiale.

À l'instar de l'analyse de l'OCDE proposée dans le rapport sur les répercussions économiques du changement climatique (OCDE, 2015), ces impacts sont introduits dans le modèle EGC au moyen d'une fonction de production. Dans cette approche, chaque impact est associé à une fonction de comportement des agents économiques, fonctions

qui constituent l'ossature du modèle. Le cadre général de l'analyse avec une fonction de production est présenté dans Sue Wing et Fisher-Vanden (2013) et une description générale des applications des modèles figure dans Sue Wing et Lanzi (2014). Vrontisi et al., 2016, suivent la même démarche pour évaluer le train de mesures sur la qualité de l'air de l'UE.

Les résultats sont présentés sous la forme des coûts futurs associés à l'inaction en matière de réduction de la pollution de l'air extérieur. Il faudrait quantifier la valeur actualisée nette des coûts et des avantages de chaque mesure et politique particulière, en matière de régulation de la qualité de l'air, pour pouvoir procéder à une analyse coûts-avantages rigoureuses de ces dernières. Les résultats d'une telle évaluation, qui est omise dans ce rapport, dépendraient fondamentalement du taux d'actualisation retenu pour valoriser les flux futurs de bénéfices nets de ces politiques. Y compris dans la seule partie de l'évaluation des coûts de l'inaction, le rapport n'évalue que les conséquences économiques telles qu'elles se manifestent au cours du temps, et évite de convertir en valeur actualisée nette l'intégralité des coûts futurs, et ce afin d'éviter toute controverse.

Il serait possible, en théorie, d'élargir le cadre de modélisation en introduisant dans la fonction d'utilité l'état de santé des individus, ainsi que d'autres facteurs pertinents. Mayeres et Van Regemorter (2008), par exemple, procèdent de la sorte, mais leur démarche exige l'adoption d'hypothèses « héroïques » concernant la substituabilité de la consommation et les impacts sanitaires et ne considère que les impacts sur la morbidité. Il est en outre pratiquement impossible de trouver des estimations robustes des élasticités de substitution entre les divers éléments entrant dans la fonction d'utilité élargie pour toutes les régions. Les impacts non marchands, comme la valeur économique des décès prématurés ou la désutilité liée à la maladie, sont donc évalués en dehors du cadre du modèle d'équilibre général.

2.2. Évolutions socioéconomiques dans une projection de référence

Le modèle dynamique multisectoriel et multirégional EGC de l'OCDE, ENV-Linkages (voir Chateau et al., 2014 et l'annexe A pour de plus amples détails sur le modèle) permet d'établir des projections de référence socioéconomiques de l'activité économique par secteur et par région jusqu'en 2060. La projection de référence utilisée dans ce rapport ne suppose l'adoption d'aucune nouvelle politique économique au-delà de 2015. Cette projection ne tient pas non plus compte des effets de rétroaction sur l'économie, ni des impacts de la pollution atmosphérique ou des impacts du changement climatique. Cette projection de référence est utilisée pour calculer les coûts futurs de la pollution atmosphérique. Elle est la même que celle utilisée pour évaluer les conséquences économiques du changement climatique dans le rapport OCDE (2015).

L'étude compare ainsi deux projections : la projection « centrale » et la projection de référence. La projection « centrale » prend en considération les effets de rétroaction de la pollution de l'air extérieur sur l'économie. Elle décrit les principales évolutions socioéconomiques, les émissions et les concentrations de polluants atmosphériques, ainsi que leurs impacts sur la santé et sur l'agriculture. Cette projection centrale est comparée à la projection hypothétique de référence qui, elle, fait abstraction de ces effets-retour de la pollution atmosphérique sur l'économie. Cette projection de référence « hors rétroactions » décrit l'évolution de référence qui pourrait être observée si la pollution atmosphérique n'avait pas d'effets de rétroaction sur l'économie, et sert de point de départ aux calculs des émissions et des concentrations de la pollution atmosphérique qui sont ensuite utilisés pour évaluer les impacts et les effets de rétroaction économiques de la projection centrale¹.

Cette démarche vise, non pas à nier le fait que la pollution de l'air extérieur a déjà un impact sur l'économie, mais plutôt à mesurer les conséquences économiques globales de cette pollution. La projection hors rétroactions décrit les pressions exercées par l'activité économique sur l'environnement, en établissant une relation entre l'activité économique, d'une part, et les émissions et les concentrations, d'autre part. La projection centrale prend en compte les impacts correspondants de la pollution atmosphérique, décrit leurs effets de rétroaction sur l'économie et établit des projections de l'évolution de l'activité économique et certains indicateurs comme le produit intérieur brut (PIB). La différence entre les valeurs du PIB produites par ces deux projections représente le coût macroéconomique total de l'inaction face à la pollution de l'air extérieur.

Une projection de référence n'est pas une prévision de la situation future, elle est un scénario plausible décrivant de quelle manière et dans quelle mesure les évolutions économiques et démographiques dominantes se répercuteront sur le développement économique futur, en l'absence de choc imprévu. La projection de référence retenue reflète la poursuite de l'évolution socioéconomique actuelle compte tenu de l'évolution démographique et des tendances de l'urbanisation et de la mondialisation. Elle reflète également la poursuite des politiques en vigueur concernant le climat, l'énergie et la pollution atmosphérique (voir l'encadré 2.1 pour une description générale des mesures de lutte contre la pollution atmosphérique).

Encadré 2.1. Mesures de lutte contre la pollution de l'air prises en compte dans le scénario de référence

Les pouvoirs publics appliquent déjà un éventail de moyens d'action pour limiter la pollution de l'air extérieur. Les informations disponibles sur une large gamme d'outils économiques et de démarches volontaires utilisées pour lutter contre la pollution atmosphérique figurent dans la base de données de l'OCDE sur les instruments des politiques de l'environnement (www.oecd.org/env/policies/database). Dans de nombreux pays, les approches réglementaires contraignantes fondées sur des normes sont associées à divers instruments économiques, notamment des taxes et des systèmes de permis négociables. Ces dernières années, plusieurs pays ont également lancé des programmes volontaires de remplacement de fours et d'appareils de chauffage polluants par des appareils fonctionnant au GPL et par des foyers de cuisson améliorés, ainsi que de mise à la casse des anciens véhicules très polluants.

Le processus d'intégration des politiques lancées dans la plupart des pays de l'OCDE pour lutter contre la pollution de l'air s'est intensifié au cours des 10 à 15 dernières années, ce qui a amélioré leur rapport coût-efficacité. À titre d'exemple, le *Clean Air Act* aux États-Unis, l'Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air, le train de mesures sur la qualité de l'air de la Commission européenne et les mesures adoptées en Australie (*National Environment Protection Measure for Ambient Air Quality*) définissent tous des normes de qualité de l'air, et mettent l'accent sur la fixation d'objectifs pour divers polluants atmosphériques émanant de sources fixes. Ces cadres d'intervention généraux comprennent des initiatives législatives visant des secteurs spécifiques comme la production d'électricité, les transports, et la demande d'énergie des industries et des ménages. Les exemples de programmes systématiques de lutte contre la pollution de l'air sont moins nombreux dans les économies non-OCDE. Depuis quelques années, les efforts déployés ont essentiellement porté sur des mesures spécifiques visant à contrôler les émissions des transports, par le biais de la fixation de normes et du recours à des instruments économiques.

Encadré 2.1. Mesures de lutte contre la pollution de l'air prises en compte dans le scénario de référence *(suite)*

Les projections des émissions présentées dans ce rapport prennent en compte les effets des lois en vigueur tels qu'ils sont décrits par l'Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués (IIASA) dans le modèle GAINS d'interactions et de synergies entre les gaz à effet de serre et la pollution atmosphérique (voir la section 2.3 pour de plus amples détails). En principe, toutes les lois pour lesquelles des informations sont disponibles sont prises en compte dans les projections des émissions, si cela est justifié (comme les taxes sur le carburant et les taxes de congestion) par le biais des projections correspondantes de la consommation d'énergie. Les mesures qui n'avaient pas été pleinement mises en œuvre à la fin de 2012, ou dont la poursuite exigeait encore une intervention des pouvoirs publics (comme le 11^e plan quinquennal chinois) sont toutefois exclues du scénario de référence. Cette démarche fournit un instantané des effets des politiques sur les émissions actuelles et futures ; elle sert de référence pour l'évaluation des coûts de l'inaction et des avantages de l'action publique et ne reflète aucune opinion concernant les politiques climatiques très récentes et prévues.

L'évolution démographique conditionne dans une large mesure l'activité économique. Les projections démographiques par âge, conjuguées aux projections des taux d'activité et de chômage, permettent de projeter les niveaux d'emploi futurs. Les projections du capital humain, basées sur les projections des niveaux d'instruction par cohorte, conditionnent la productivité du travail. Les projections démographiques concernant notamment les évolutions futures des taux de fécondité, des taux de mortalité et des migrations internationales, sont tirées des Perspectives démographiques des Nations Unies (2012). La base de données sur la main-d'œuvre (taux de participation et taux de chômage par cohorte et par sexe) provient des Perspectives sur la population active de l'OIT (2011) (jusqu'à 2020) et des Statistiques de la population active : projections de la population de l'OCDE (2011).

Les groupes régionaux définis pour ENV-Linkages sont utilisés pour le calcul de l'activité économique, des émissions de polluants atmosphériques et des effets de rétroaction de la pollution sur l'économie (les calculs des concentrations et des impacts biophysiques sont basés sur des catégories plus détaillées ; voir les sections 2.4 et 2.5). Comme le montre le tableau 2.1, ENV-Linkages considère 12 grands pays et 13 groupes de pays (régions) constitués en fonction d'un ensemble de caractéristiques géographiques et économiques. À des fins d'illustration, certains graphiques et tableaux présentés dans ce rapport regroupent les 25 régions de base en huit « ensembles régionaux » bien que l'analyse soit, dans tous les cas, effectuée au niveau des 25 régions.

Les projections macroéconomiques établies pour les pays de l'OCDE cadrent avec celles de l'OCDE (2014c). Les projections de la structure de l'économie, en particulier des évolutions sectorielles futures, sont essentielles à l'analyse présentée dans ce rapport, car elles déterminent en grande partie les projections des émissions de polluants atmosphériques. Les hypothèses sectorielles revêtent une importance particulière puisque les sources d'émission sont liées unes par unes aux différentes activités économiques portant sur les secteurs et les biens. Par exemple, la demande finale d'énergie et la production d'électricité ont un impact sur les émissions de différents polluants atmosphériques provenant des processus de combustion, tandis que les émissions agricoles, en particulier de NH₃, sont liées aux processus de production agricole.

Les projections des intensités énergétiques sectorielles à l'horizon 2035 correspondent à celles projetées dans le scénario dit « *Politiques actuelles* » du World Energy Outlook

(AIE, 2013). Au-delà de 2035, les tendances établies par l'Agence International de l'Énergie (AIE) sont extrapolées de manière à cadrer avec la référence macroéconomique au cours des périodes suivantes. Dans les pays en rapide expansion, comme la République populaire de Chine (« la Chine » dans la suite du document), l'Inde et l'Indonésie, les projections de l'AIE indiquent une augmentation de la consommation de charbon durant les prochaines décennies. Dans les pays de l'OCDE, notamment aux États-Unis, le charbon devrait faire place au gaz, surtout pour la production d'électricité. En parallèle, l'efficacité énergétique progresse de façon suffisante pour assurer un « découplage » relatif de la consommation d'énergie et de la croissance économique, selon la projection de l'AIE ceci ne se produira dans les pays émergents pas avant les prochaines décennies. L'accroissement absolu de la demande finale d'énergie est dû à l'électricité et aux transports, en particulier dans les pays émergents. Dans le droit fil des tendances décrites dans le scénario *Politiques actuelles* de l'AIE, il est posé en hypothèse que l'électrification des modes de transport demeure limitée à l'échelle mondiale.

Tableau 2.1. Groupes régionaux d'ENV-Linkages

Ensembles régionaux	Pays et régions inclus dans le modèle ENV-Linkages
OCDE Amérique	Canada Chili États-Unis Mexique
OCDE Europe	Quatre grands UE (Allemagne, France, Italie, Royaume-Uni) Autre UE OCDE (autres pays de l'UE membres de l'OCDE) Autre OCDE (Islande, Norvège, Suisse, Turquie, Israël)
OCDE Pacifique	Océanie (Australie, Nouvelle-Zélande) Corée Japon
Reste de l'Europe et de l'Asie	Chine UE non-OCDE (pays membres de l'UE non membres de l'OCDE) Russie Région Caspienne Autre Europe (pays européens non membres de l'UE et non membres de l'OCDE)
Amérique latine	Brésil Autre Amérique latine (autres pays d'Amérique latine)
Moyen-Orient et Afrique du Nord	Afrique du Nord Moyen-Orient
Asie du Sud et du Sud-Est	Inde Indonésie ANASE 9 (autres pays de l'ANASE) Autre Asie (autres pays en développement d'Asie)
Afrique subsaharienne	Afrique du Sud Autre Afrique (autres pays d'Afrique)

Les projections de l'évolution des rendements agricoles (production physique de plantes cultivées à l'hectare) ainsi que les principales modifications des demandes de biens agricoles et alimentaires ressortant du modèle ENV-Linkages sont calées sur la projection de référence du modèle IMPACT de l'Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI) (Rosegrant et al., 2012). Par soucis de cohérence la projection du modèle IMPACT utilisée a été effectuée sur la base des mêmes projections du scénario de référence socioéconomique que celle utilisées dans ENV-Linkages. Ici aussi la projection du modèle IMPACT fait abstraction des effets de rétroaction du changement climatique sur

les rendements agricoles. Le modèle agricole sous-jacent utilisé pour obtenir les projections du modèle IMPACT est le modèle DSSAT (Jones et al., 2003). Le modèle IMPACT ne permettant d'établir de projections que jusqu'à 2050, il a été procédé à une extrapolation linéaire des tendances jusqu'à 2060. Les projections détaillées de la consommation et de la production agricole établies au moyen du modèle IMPACT ont été regroupées et intégrées dans ENV-Linkages. Selon les projections, la population augmentera de 50 % entre 2010 et 2060, tandis que le revenu moyen par habitant fera plus que doubler. La production agricole, mesurée en valeur ajoutée réelle générée par le secteur agricole, augmentera également de plus du double à l'horizon 2060 en raison, notamment, d'une modification des régimes alimentaires en faveur de produits de plus haute valeur. Ce fort accroissement de la production agricole se caractérisa par une augmentation de la part de la production venant des pays africains tandis que la part de marché des pays de l'OCDE devrait diminuer.

En principe, les effets de rétroaction du changement climatique sur les rendements agricoles pourraient remettre en cause les améliorations de la sécurité alimentaire dans le monde indiquées par les projections. Ces effets de rétroaction sont décrits de manière détaillée dans OCDE (2015), mais ils n'ont pas été pris en compte dans les calculs présentés dans ce rapport qui est consacré à l'examen des impacts de la pollution atmosphérique. Une analyse intégrée des effets de rétroaction du climat et de la pollution devra faire l'objet d'études ultérieures, mais les interactions entre ces deux phénomènes sont examinées à la section 4.2.

2.3. Des activités économiques à l'émission de polluants atmosphériques

Les émissions de polluants atmosphériques ont été prises en compte dans le modèle ENV-Linkages et reliées aux activités de production dans différents grands secteurs. Les principales sources d'émission sont la production d'électricité et la consommation d'énergie par les secteurs industriels en raison de la combustion de combustibles fossiles ; l'utilisation de certains engrais dans les productions agricoles ; les transports, surtout du fait de la consommation de combustibles fossiles dans les transports routiers ; et les émissions du secteur résidentiel et du secteur commercial.

Cette étude intègre les estimations relatives à certains polluants atmosphériques : le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), le carbone noir (CN), le carbone organique (C_{org}), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV) et l'ammoniac (NH₃). Bien que cette liste ne contienne pas tous les polluants atmosphériques, elle inclut les principaux précurseurs des particules et de l'ozone troposphérique, dont les impacts, tant sur la santé que sur les rendements agricoles, sont les plus marqués.

Les données sur les polluants atmosphériques utilisés dans le présent rapport sont extraites du modèle GAINS (*Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies*) (Amann et al., 2011 et 2013 ; Wagner et al., 2007 et 2010 ; Wagner et Amann, 2009) mis au point à l'Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués (IIASA). Ce modèle estime les valeurs des émissions des périodes passées à partir de statistiques internationales énergétiques et industrielles (notamment la base de données EDGAR), des facteurs d'émissions tirés d'études revues par un comité de lecture et de campagnes d'évaluation, et d'informations sur la mise en œuvre de la législation environnementale. Si leur couverture globale et leur comparabilité à l'échelle internationale revêtent une importance extrême, les résultats sont comparés aux inventaires nationaux et internationaux des émissions qui sont soit publiés dans des études revues par un comité de lecture, soit communiqués par les pays aux organisations internationales dans le cadre des engagements en vigueur, comme la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (LRTAP),

le Protocole de Kyoto à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUC), et la législation de l'UE. Le modèle GAINS incorpore toutes les grandes sources d'émission connues et considère jusqu'à quelque 2 000 combinaisons secteur-combustible-technologie pour chacun des 170 pays et régions qu'il couvre.

Les projections des émissions du modèle GAINS utilisées dans le cadre de ce projet sont celles du scénario « *Législations actuelles* ». Ce scénario décrit la pollution atmosphérique compte tenu des législations en vigueur dans l'hypothèse où les normes requises peuvent être respectées au moyen des technologies existantes. Ces projections sont basées sur des niveaux d'activité et de consommation d'énergie correspondant à ceux considérés dans World Energy Outlook 2011 (AIE, 2011), mais elles ont été calibrées en fonction de projections plus récentes de la demande d'énergie établies dans le cadre du scénario de référence d'ENV-Linkages. Les projections du modèle GAINS utilisées pour ce projet sont celles qui ont été préparées pour le projet LIMITS du Septième programme-cadre (7^e PC) de l'UE (voir, par exemple, Rao et al., 2016 ; Krieglner et al., 2013). Le projet LIMITS est un important exercice comparatif basé sur la modélisation des interactions entre les politiques climatiques et d'autres aspects environnementaux, comme la pollution atmosphérique et la sécurité énergétique².

Le scénario *Législations actuelles* utilisé dans cette analyse repose sur les mesures de lutte contre la pollution atmosphérique en vigueur à la fin de 2010. Il ne prend donc pas en compte certaines évolutions importantes survenues ces dernières années. Le 11^e plan quinquennal chinois et la législation correspondante, par exemple, n'est pas considéré dans la version actuelle du scénario du modèle GAINS car, si les normes étaient déjà publiées en 2010, les textes de loi et les plafonds d'émissions (devenus plus restrictifs pour les émissions de SO₂ et de NO_x du secteur de l'électricité et des chaudières industrielles) qui sont nécessaires à une évaluation multisectorielle des facteurs d'émission n'ont été adoptés que par la suite.

Les coefficients d'émission ont été calculés à partir des projections du modèle GAINS jusqu'en 2050. Ils ont été établis par secteur et par région de manière à prendre en compte les différents taux d'adoption des technologies requises pour respecter les lois régissant les niveaux d'émission dans chaque secteur et dans chaque région. Ces coefficients se modifient aussi au cours du temps en fonction des progrès technologiques, de l'évolution de la structure par âge du stock de capital (les anciennes générations de matériels faisant place aux dernières générations par suite des mesures environnementales) et de l'effet des politiques en vigueur. Il est posé en hypothèse que les coefficients d'émission (mais non les émissions totales) demeurent constants entre 2050 et 2060.

Les coefficients d'émission sont liés aux niveaux d'activité économique indiqués par les projections et par le scénario de référence. Les coefficients des émissions des processus de combustion dans les secteurs industriels et les transports et des émissions associées à la demande d'énergie résidentielle et commerciale sont calculés et reliés aux quantités de combustibles fossiles³. D'autres émissions sont directement liées à la production (notamment la production agricole, de ciment et de métaux ou de déchets). Enfin, certaines sources d'émissions sont incluses de manière exogène dans le modèle, car il n'a pas été possible de les imputer à des activités économiques particulières. C'est le cas notamment des émissions des biocombustibles. Les émissions provenant du brûlage de forêts, de terres agricoles et de savanes n'ont pas pu être prises en compte, car il est difficile d'établir des projections pour les années à venir. Les émissions associées à la combustion des soutes internationales (dans les transports aériens et maritimes) n'ont pas non plus été considérées parce qu'elles ne sont pas incluses dans la base de données de GAINS, bien que les effets des combustibles de

soute sur les concentrations locales puissent être significatifs dans certaines régions côtières. Il s'ensuit que, malgré la prise en compte des principales sources d'émission, les émissions totales de polluants atmosphériques sont probablement sous-estimées.

2.4. Des émissions aux concentrations de polluants atmosphériques

Les projections des émissions de gaz précurseurs servent à calculer les concentrations correspondantes de PM_{2,5} et d'ozone troposphérique (O₃). Des concentrations élevées de PM_{2,5} et d'O₃ ont des effets marqués sur la santé humaine et sur l'environnement. Comme indiqué à la section 1.3, il n'a pas été possible de considérer les impacts du NO₂ sur la santé dans l'analyse.

Les concentrations d'ozone et de PM_{2,5} ont été calculées au moyen du modèle TM5-FASST (*Fast Scenario Screening Tool*) du Centre commun de recherche de la Commission européenne (CCR-CE), qui a également été utilisé, par exemple par le PNUE (2011), dans le cadre du projet LIMITS du Septième programme-cadre (7^e PC) de l'UE (Rao et al., 2016 ; Kriegler et al., 2013) et des études sur la charge mondiale de morbidité (Forouzanfar et al., 2015, et Brauer et al., 2016). TM5-FASST est une variante sous forme réduite de TM5 CTM (Krol et al., 2005 ; Huijnen et al., 2010), modèle imbriqué de chimie atmosphérique et de transport à l'échelle mondiale à trois dimensions, qui simule les composantes constituées par l'ozone et les aérosols avec une résolution spatiale de 1°×1°. TM5-FASST repose sur une série de fonctions linéaires de réponse aux émissions-concentrations pour 56 régions sources d'émissions (Leitao et al., 2015), qui établissent une relation entre les émissions des précurseurs SO₂, NO_x, CO, CN, C_{org}, COV et NH₃ et les concentrations des polluants O₃ et PM_{2,5} qui en résultent. De plus amples informations sur le modèle TM5-FASST sont présentées à l'annexe B.

Bien que les concentrations soient calculées à partir des projections des émissions provenant d'ENV-Linkages, TM5-FASST inclut également une composante naturelle fixe pour les poussières transmises par le vent et le sel marin, et considère donc des sources de pollution aussi bien naturelles qu'anthropiques. Si les poussières et le sel marin abondent surtout dans des régions faiblement ou non peuplées, ces particules peuvent être transportées par le vent de sorte qu'il est important de les prendre en considération. TM5-FASST utilise également les projections climatiques dans le calcul des concentrations, car les conditions climatiques influencent les réactions chimiques entre les polluants et, par conséquent, les concentrations. Le scénario RCP8.5 (Riahi et al., 2007) a été utilisé dans le cadre de ce projet, car c'est celui qui cadre le mieux avec les projections des émissions de gaz à effet de serre d'ENV-Linkages et de la hausse moyenne des températures ; il a par ailleurs été antérieurement utilisé comme scénario climatique de référence pour l'analyse des conséquences économiques du changement climatique (OCDE, 2015).

Étant donné que les impacts sont fonction de l'exposition, l'étude considère les concentrations moyennes pondérées en fonction de la population plutôt que les concentrations moyennes pour des régions affichant des densités de population très différentes. Le calcul, à l'échelon national, des concentrations moyennes de PM_{2,5} pondérées en fonction de la population repose sur les concentrations spatiales et des cartes démographiques qui reproduisent de manière approximative le paysage urbain (Rao et al., 2012). Le modèle TM5-FASST prend également en considération les projections démographiques et l'urbanisation, ce qui est crucial, car les concentrations pondérées en fonction de la population doivent aussi refléter les niveaux d'exposition dus à l'urbanisation.

Les projections des émissions générées par le modèle ENV-Linkages sont introduites dans le modèle TM5-FASST pour chacun des précurseurs, régions et secteurs considérés dans ce dernier. Les contributions sectorielles de chaque polluant primaire sont aussi détaillées que possible, une distinction étant faite, par exemple, entre les émissions émanant des transports, de l'offre et de la demande d'énergie, du secteur résidentiel et du secteur commercial, de l'agriculture, de l'industrie et des produits chimiques. Cette catégorisation sectorielle est employée dans le modèle atmosphérique fin d'associer les émissions à des sites particuliers et d'estimer l'accroissement local en milieu urbain des émissions primaires de $PM_{2,5}$ associées aux transports et au secteur résidentiel.

Un processus de redéfinition cartographique (*remapping*) est utilisé pour décomposer les projections des émissions établies pour les 25 régions d'ENV-Linkages au niveau plus détaillé des 56 régions sources requises pour le modèle TM5-FASST. Cette opération s'appuie sur les données disponibles concernant les émissions communiquées par différents pays et incluses dans une série établie pour une grille de référence, en l'occurrence RCP8.5 (Riahi et al., 2007), pour produire une projection approximant la projection de référence calculée dans le cadre de la présente étude. Le processus consiste, premièrement, à utiliser le ratio entre les contributions de tous les pays inclus dans une région donnée d'ENV-Linkages et les émissions dans la région du RCP8.5 pour ventiler les émissions des régions ENV-Linkages entre les différents pays de ces régions et, deuxièmement, à regrouper les émissions des pays au niveau des 56 régions sources de TM5-FASST.

Les concentrations de $PM_{2,5}$ utilisées pour les calculs des impacts sur la santé sont quantifiées en tant que valeurs des $PM_{2,5}$ par pays, pondérées en fonction de la population. TM5-FASST produit différentes mesures des impacts de l'ozone. Celle qui se prête le mieux à l'évaluation de l'impact d' O_3 sur la santé humaine est la moyenne maximale horaire diurne d'ozone sur six mois (M6M). Pour évaluer les dommages causés aux cultures, il est procédé au calcul de la moyenne des impacts à partir d'AOT40, qui est la quantité d'ozone accumulée par heure au-dessus de 40 parties par milliard durant une saison de végétation de trois mois, et de M12, qui est la concentration moyenne diurne (12 heures) d'ozone également durant une saison de végétation de trois mois. Ces indicateurs des concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone servent de point de départ aux calculs des impacts sur la santé et sur les rendements agricoles.

2.5. Des concentrations aux impacts sur la santé et sur l'agriculture

Les impacts des $PM_{2,5}$ et d' O_3 sur la santé évalués dans le cadre de cette analyse sont les suivants : mortalité, admissions à l'hôpital pour des maladies respiratoires ou cardiovasculaires, cas de bronchite chronique chez les adultes et chez les enfants ($PM_{2,5}$ uniquement), nombre de jours de travail perdus ($PM_{2,5}$ uniquement), nombre de jours d'activité restreinte et nombre de jours d'activité légèrement restreinte en raison de symptômes d'asthme ($PM_{2,5}$ uniquement). Cet échantillon d'impacts a été constitué sur la base des recommandations formulées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) dans le cadre de l'étude HRAPIE (*Health risks of air pollution in Europe*) (OMS, 2013). Bien qu'ils constituent l'essentiel des impacts économiques reconnus de la pollution atmosphérique sur la santé, d'autres impacts existent, qui n'ont pas pu être calculés en raison de l'insuffisance des données disponibles (voir le chapitre 1).

Les effets de la pollution atmosphérique sur la santé sont évalués au moyen de fonctions concentration-réponse, qui établissent un lien entre les impacts sur la santé et les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ et d' O_3 . Ces fonctions sont généralement estimées par une analyse de régression de la fréquence des impacts sur la santé par rapport aux concentrations de polluants atmosphériques pondérés en fonction de la population, compte tenu de facteurs tels que la température, l'humidité relative, la vitesse du vent et la saison.

Pour établir des projections des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé, il faut aussi déterminer quels seront les degrés d'exposition à l'avenir. Il importe donc de disposer d'informations sur les projections démographiques, ainsi que sur la structure démographique de la population et la manière dont elle devrait évoluer. Les calculs des impacts sur la santé ont été effectués à partir des projections démographiques et de population de l'ONU (2012), qui cadrent avec les données utilisées pour le scénario de base du modèle ENV-Linkages et les projections macroéconomiques à long terme de l'OCDE (OCDE, 2014c).

Les impacts des $PM_{2,5}$ sur la mortalité évalués dans le cadre de cette étude pour l'année de référence (2010) ont été calculés à partir des résultats de Forouzanfar et al. (2015) et de Brauer et al. (2016)⁵. Ceux de l'ozone sont basés, pour cette même année, sur les travaux antérieurs de Lim et al. (2012) et de Burnett et al. (2014). Bien que des résultats plus récents des impacts de l'ozone sur la santé soient présentés dans Forouzanfar et al. (2015), ce sont ceux de Lim et al. (2012) qui ont été employés dans ce rapport. Compte tenu de l'effet prédominant des impacts des $PM_{2,5}$, l'emploi d'estimations plus anciennes des effets de l'ozone n'influence que marginalement les coûts totaux de la pollution de l'air extérieur calculés dans le présent rapport.

Forouzanfar et al. (2015) utilisent une fonction de réponse non linéaire pour la mortalité due aux particules, dans laquelle le taux d'accroissement de la mortalité diminue au fur et à mesure que les concentrations de particules augmentent (voir l'encadré 2.2 pour une

Encadré 2.2. Étude sur la charge mondiale de morbidité

L'étude sur la charge mondiale de morbidité (CMM) présente une méthode de quantification de détérioration de la santé due à une centaine de maladies, traumatismes et facteurs de risque. Elle est la plus importante et la plus détaillée menée à ce jour pour mesurer les niveaux et les évolutions épidémiologiques à l'échelle mondiale (www.healthdata.org/gbd).

L'Initiative CMM remonte au début des années 1990, lorsque l'étude sur la CMM initiale a été entreprise à la demande de la Banque mondiale (Rapport sur le développement dans le monde 1993 : Investir dans la santé). Les travaux relatifs à la CMM ont été menés dans le cadre de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) qui continue d'en actualiser les résultats.

L'étude sur la charge mondiale de morbidité a fait l'objet d'une mise à jour complète en 2010 (www.healthdata.org/node/1366) ; de nouvelles estimations effectuées à partir de séries chronologiques complètes allant de 1990 à 2010 et une explication des méthodes utilisées ont été publiées dans le numéro de décembre 2012 de la revue *The Lancet* (voir Lim et al., 2012). Bien que des travaux en ce domaine aient été menés antérieurement, principalement par des chercheurs de Harvard et de l'OMS, l'étude sur la CMM de 2010 a bénéficié de la collaboration de près de 500 épidémiologistes, statisticiens et autres spécialistes venant du monde entier.

Grâce au rôle coordinateur du réseau international des contributeurs aux études sur la CMM joué par l'Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), toutes les séries chronologiques utilisées pour les estimations de la CMM sont régulièrement mises à jour de manière à produire des informations détaillées sur l'état de santé de la population (IHME, 2015). La première mise à jour, à savoir l'étude sur la CMM de 2013 (voir, entre autres, Forouzanfar et al., 2015 et Brauer et al., 2016), développe la méthode, élargit les séries de données et la gamme des instruments utilisés dans le cadre de l'étude sur la CMM de 2010, et présente des estimations de la mortalité de toutes causes, des décès par cause, des années de vie perdues, des années vécues avec une incapacité et des années de vie ajustées en fonction de l'incapacité, par pays, par âge et par sexe. Ces estimations couvrent 323 maladies et traumatismes, 67 facteurs de risque et 1 500 séquelles dans 188 pays. Elle est le fruit des travaux de plus d'un millier de chercheurs d'une centaine de pays.

présentation générale des études sur la charge mondiale de morbidité). L'adoption de cette hypothèse produit des projections plus basses de la mortalité. Les projections hautes sont établies à partir d'une relation linéaire entre la mortalité et les concentrations. Cette gamme de projections témoigne des incertitudes potentiellement importantes qui caractérisent la formulation de la relation non linéaire.

Différentes données sont nécessaires, notamment sur la relation concentration-réponse, sur les effectifs de population exposés à un risque et sur la prévalence de la morbidité, pour quantifier les effets sur la morbidité. Les informations à ce niveau n'étant disponibles que pour un petit nombre de pays, l'étude quantifie les effets sur la morbidité en extrapolant les résultats d'études réalisées pour le train de mesures sur la qualité de l'air de la Commission européenne (Holland, 2014a ; Commission européenne, 2013) dans lesquelles les facteurs de multiplication recommandés dans l'étude HRAPIE de l'OMS (2013b) sont appliqués à la mortalité globale résultant d'une exposition à des polluants. Pour assurer la cohérence des résultats, il est procédé à une correction pour prendre en compte les différences entre les décès globaux quantifiés par Holland (2014a) et les estimations de la mortalité due à des causes particulières provenant de Forouzanfar et al. (2015). Il serait idéal d'inclure dans l'analyse les modifications des comportements (par exemple les régimes alimentaires, le tabagisme, etc.), les transformations sociales (soins de santé et emploi, etc.) et les changements intervenant dans le domaine médical (transformations des systèmes de soins de santé et modifications des traitements des maladies, etc.) au cours du temps et selon les régions, mais cela n'est pas possible faute de données suffisantes pour l'ensemble du monde. De plus amples détails sur la méthodologie utilisée pour calculer les impacts sur la santé sont présentés à l'annexe C.

Les *modifications des rendements agricoles* sont estimées par la méthode décrite dans Van Dingenen et al. (2009). Les pertes enregistrées pour les cultures du riz, du blé, du maïs et du soja sont calculées au moyen de TM5-FASST à partir des concentrations d'ozone durant la saison de végétation⁶. Les données sur la saison de végétation et les rendements agricoles proviennent des Zones agroécologiques mondiales (GAEZ, version 3) (FAO/IIASA, 2012). Les données sur la saison de végétation du blé et du riz sont disponibles pour différentes variétés (blé de printemps, blé d'hiver / riz sec, riz irrigué) ; les données sur les rendements ne sont toutefois présentées que pour tous les types de blé confondus. Dans le cas du maïs et du soja, les séries de données ne sont disponibles que pour une saison de végétation unique. Ces pertes ont été calculées sur la base de l'hypothèse selon laquelle le blé est constitué intégralement de blé de printemps ou de blé d'hiver. La même hypothèse a été retenue dans le cas du riz. Les calculs figurant dans le présent rapport ont été effectués sur la base des moyennes des valeurs obtenues lorsque l'on considère que toutes les cultures sont des cultures de printemps ou celles d'hiver (une analyse de sensibilité est présentée au chapitre 4). Il importe de noter que les projections des modifications des rendements agricoles sont moins robustes que les projections des impacts sur la santé car le nombre d'études scientifiques réalisées en ce domaine est beaucoup plus faible. Les modifications des rendements agricoles sont exprimées en variations en pourcentage par rapport aux projections hors rétroactions d'ENV-Linkages de manière à assurer la cohérence avec ces dernières.

Les modifications des rendements agricoles qui ne sont pas prises en compte dans les calculs effectués au moyen du modèle TM5-FASST sont projetées à partir des informations présentées dans Mills et al. (2007) suivant la méthode utilisée, notamment, par Chuwah et al. (2015) : les rendements de ces cultures sont basés sur leur sensibilité relative à l'ozone par comparaison au riz. Mills et al. (2007) ont ainsi déterminé que le sucre a une sensibilité environ 1.5 fois plus élevée que le riz ; il a donc été posé en hypothèse que les projections

des impacts sur les rendements pour chaque région considérée dans ENV-Linkages correspondent aussi à 1.5 fois celle du riz. Bien qu'elle soit extrêmement approximative, cette méthode permet de prendre en compte toutes les cultures et d'éviter les graves distorsions des projections qui pourraient résulter de données manquantes.

2.6. Valeurs unitaires pour l'analyse des impacts sur la santé

L'évaluation des impacts de la pollution de l'air extérieur sur la santé publique prend en compte la mortalité et la morbidité. Il est possible de calculer le montant total des coûts sanitaires en multipliant les impacts sur la santé (par exemple, les admissions à l'hôpital, le nombre de cas de maladie ou le nombre de décès prématurés) par des estimations appropriées de la valeur unitaire de chaque impact (par exemple, la valeur économique d'une admission à l'hôpital, d'un cas de maladie ou d'un décès prématuré).

Différentes techniques peuvent être employées pour établir les valeurs unitaires : ces dernières peuvent être estimées par une méthode basée sur le coût de la maladie et/ou par des techniques d'évaluation monétaire directe comme les méthodes de la préférence déclarée (PD) ou de la préférence révélée (PR), qui permettent d'évaluer le consentement à payer (CAP) pour réduire les risques environnementaux. La méthode du coût de la maladie et les techniques d'évaluation directe sont généralement employées dans différents contextes. Les analyses coûts-efficacité (ACE) ont souvent recours à la méthode du coût de la maladie pour justifier en termes économiques le rationnement des ressources en soins de santé dans le cadre de politiques ou de programmes envisagés. Dans le cas présent, les avantages des investissements dans ces ressources sont exprimés en nombre de cas de maladie évités, ou au moyen d'un indice comme le nombre d'« années de vie corrigées de la qualité » (AVCQ) gagnées. Les économistes évaluent, par contre, fréquemment ces avantages sur la base du CAP dans le cadre d'analyses coûts-avantages (ACA) qui permettent de comparer les coûts et les avantages totaux des projets et des politiques considérés au moyen d'un indice monétaire commun.

La méthode du coût de la maladie consiste à estimer la charge imposée par la maladie à la société en quantifiant l'intégralité des coûts correspondants qui peuvent être associés à des opérations marchandes ou à des transactions financières. Ces coûts comprennent des « coûts directs » (comme les coûts des soins de santé, les dépenses au titre de médicaments et de fournitures médicales) et les « coûts indirects » (comme la valeur de la productivité perdue par suite de la réduction du temps de travail). La méthode du coût de la maladie ne prend en compte aucun des coûts qui n'ont pas de valeur marchande ou négociable, comme les coûts de la douleur et de la souffrance. L'emploi de cette méthode fait abstraction d'un aspect des pertes engendrées par la mortalité et la morbidité qui peut être important pour les individus. Par exemple, cette méthode évalue un décès prématuré par la production future potentielle de la personne décédée, et fait donc abstraction d'autres aspects du décès prématuré et des valeurs monétaires correspondantes.

Les techniques de la préférence déclarée et de la préférence révélée visent généralement, en revanche, à estimer les coûts en bien-être de la maladie ou du risque de décès prématuré en privilégiant les coûts non marchands. Les méthodes PD (notamment les évaluations contingentes ou la modélisation des choix) consistent à demander à des personnes interrogées dans le cadre d'enquêtes combien ils seraient prêts à payer pour réduire leur risque de mortalité. Les méthodes PR examinent les comportements sur le marché pour déterminer les préférences des individus. Les méthodes des « prix hédoniques », en particulier, considèrent le comportement des individus sur des marchés dont les prix reflètent les disparités entre les risques de mortalité (comme le marché du travail sur lequel

les salaires incorporent les différences entre les niveaux de risque de mortalité au travail tandis que les méthodes considérant les mesures prises pour « éviter les coûts » visent les marchés de produits qui réduisent le risque de mortalité (comme l'achat de casques par les motocyclistes pour réduire le risque de décès en cas d'accident de la circulation).

Bien que toutes les méthodes PD et PR aient des avantages et des inconvénients, les méthodes PD sont de plus en plus employées depuis quelques années (OCDE, 2012), en particulier pour les impacts environnementaux. Elles sont très utiles pour évaluer les coûts économiques totaux des impacts sur la santé ou sur l'environnement, mais elles ne produisent généralement pas des estimations aussi précises que la méthode du coût de la maladie. Les techniques des préférences déclarées – qui se fondent sur les réponses à des enquêtes – peuvent en effet être source de distorsions et de difficultés. Il faut savoir, avant de décider d'utiliser les résultats d'enquêtes PD, que les personnes à qui il est demandé quel serait leur consentement à payer pour réduire leur risque de décéder prématurément peuvent avoir des antécédents ou des risques initiaux différents (le risque perçu de « mourir de toute manière »). La prise en compte de facteurs explicatifs peut alors atténuer cette difficulté. Les réponses au questionnaire ne constituent en outre pas un engagement réel – le montant déclaré est purement théorique, ce qui est une source majeure de distorsion. Les rapports de l'OCDE (2006 et 2012) donnent une description générale des caractéristiques et des lacunes des études relatives à ce type d'évaluation.

Bien que les méthodes du coût de la maladie et des évaluations directes visent toutes à imputer un coût économique aux cas de maladie, les estimations produites par ces méthodes diffèrent fortement les unes des autres, car elles mesurent deux aspects différents du même concept. Chestnut et al. (2006), qui estiment les avantages économiques d'une réduction du nombre d'hospitalisations pour des maladies respiratoires et cardiovasculaires au moyen de la méthode du coût de la maladie et d'une technique PD, donnent un exemple des disparités entre les évaluations produites par cette méthode. Selon les estimations par le CAP, les individus attribuent une valeur de l'ordre de 2 400 USD à la prévention d'une hospitalisation de cinq jours tandis que les estimations moyennes du coût total de la maladie par hospitalisation sont comprises entre 22 000 USD et 39 000 USD.

Bien qu'il soit difficile d'associer les deux méthodes parce que certains éléments pourraient être comptabilisés deux fois et que les estimations ne sont pas comparables, cette manière de procéder a l'avantage de permettre de mieux évaluer le coût total pour la société de la pollution atmosphérique. Stieb et al. (2002) combinent les données empiriques sur la durée et la gravité des cas de maladies cardiorespiratoires avec le coût du traitement, la productivité perdue et le CAP pour éviter des problèmes cardiorespiratoires liés à la pollution atmosphérique.

Le consentement à accepter (CAA) est une variante du CAP qui impute des valeurs monétaires à la mortalité et à la désutilité liée à la maladie. Le recours au CAA produit généralement des estimations plus élevées (Horowitz et McConnell, 2002), en partie parce que les personnes répondant à une enquête sur le CAA ne sont pas assujetties à une contrainte de revenu. Les personnes interrogées peuvent donc, surtout en ce qui concerne le risque de mortalité, indiquer des valeurs irréalistes. Les enquêtés répondent par ailleurs fréquemment « Je ne sais pas » ou fournissent une réponse de protestation lorsqu'il leur est demandé d'accepter une augmentation du risque de mortalité (OCDE, 2012). L'OCDE (2006) présente une comparaison détaillée de ces deux concepts ainsi que des raisons théoriques et pratiques d'utiliser la technique du CAP.

Établissement de valeurs unitaires pour la mortalité

L'évaluation des impacts sur la mortalité dans ce rapport est exclusivement basée sur les résultats d'études PD et, plus particulièrement, sur des estimations de la « valeur d'une vie statistique » (VVS) (l'encadré 2.3 présente une analyse de l'évaluation des décès prématurés dus à la pollution atmosphérique). Cet indicateur, qui existe de longue date, peut être quantifié par l'évaluation agrégée du consentement à payer (CAP) des individus pour obtenir une réduction marginale du risque de décès prématuré sur une période donnée (voir OCDE, 2012 et OCDE, 2014a). Le recours exclusif à une évaluation monétaire directe signifie que certains coûts indirects associés aux décès prématurés pourraient ne pas être pris en compte. Il est en effet peu probable que les personnes répondant aux enquêtes considèrent des coûts tels que les répercussions économiques de la productivité perdue sur l'économie (pour la population active). Il est néanmoins vraisemblable que ces coûts sont une composante mineure de la valeur qui peut être associée au décès prématuré d'un individu.

Encadré 2.3. Évaluation des décès prématurés à partir de la valeur d'une vie statistique

Le calcul de la valeur d'une vie statistique (VVS) est l'une des procédures les plus couramment employées pour évaluer les risques dans le cadre de la théorie économique classique (OCDE, 2006). La VVS est dérivée de l'évaluation agrégée du consentement à payer indiqué par les individus pour obtenir une réduction marginale du risque de décès prématuré sur une durée de vie déterminée.

La VVS est généralement obtenue au moyen de techniques de préférence déclarée, bien que les techniques de préférence révélée soient aussi utilisées. Alberini et al. (2016) présente les différentes méthodes appliquées pour déterminer la VVS, ainsi que leurs caractéristiques et leurs inconvénients.

L'OCDE (2012) décrit le processus de base suivi pour calculer une VVS à partir d'une enquête sur les préférences déclarées. Supposons que l'enquête produise un CAP moyen de 30 USD pour ramener le risque annuel de décéder de la pollution atmosphérique de 3 pour 100 000 à 2 pour 100 000. Cela signifie que chaque personne consent à payer 30 USD pour réduire le risque de 1 pour 100 000. Dans l'exemple considéré, cette réduction du risque permet d'éviter un décès pour 100 000 personnes. La somme des valeurs individuelles du CAP de 30 USD pour 100 000 personnes est égale à la VVS – 3 millions USD dans le cas présent.

Il importe de souligner que la VVS ne représente pas la valeur de la vie d'une personne particulière, mais qu'elle est la somme des valeurs imputées par les différents individus à de faibles variations du risque de décéder (OCDE, 2012). Le coût économique total de l'impact est donc égal au produit de la VVS par le nombre de décès prématurés, et l'avantage économique d'une mesure d'atténuation correspond au produit de cette même VVS par le nombre de vies épargnées (OCDE, 2014a).

L'utilisation de la VVS suscite un vaste débat qui tient à l'influence de l'âge des individus dans différents contextes de risque. Il est facile d'appliquer la même VVS dans des contextes caractérisés par une réduction similaire du risque de décès prématuré pour toutes les tranches d'âge. Dans le cas des analyses coûts-avantages des mesures axées sur la santé des enfants, il est préférable d'utiliser des valeurs spécifiques pour évaluer les avantages découlant de ces mesures (OCDE, 2010). Il est toutefois difficile d'établir des valeurs de la VVS concernant les enfants, car on ne peut procéder à des enquêtes pour déterminer les préférences de ces derniers et l'évaluation par les adultes des risques auxquels sont exposés leurs enfants peut être biaisée,

Encadré 2.3. Évaluation des décès prématurés à partir de la valeur d'une vie statistique (suite)

par exemple pour des raisons altruistes. L'OCDE (2012) ainsi que Lindhjem et Navrud (2008) suggèrent de multiplier la VVS des adultes par un facteur de 1.5 à 2.0 pour obtenir la VVS des enfants et évaluer les réglementations ciblées sur la réduction des risques sanitaires des enfants. La pollution atmosphérique provoque des décès prématurés, essentiellement chez les personnes âgées et, dans une moindre mesure, chez les enfants (OMS, 2014). Les risques de mortalité, qui sont considérés dans le présent rapport, concernent essentiellement les personnes âgées et la contribution des décès dus à des problèmes respiratoires chez les enfants (âgés de moins de cinq ans) est très faible. Il n'a donc pas été nécessaire d'ajuster les calculs dans la présente étude.

Il est également possible de prendre l'âge en compte en ayant recours à la « valeur d'une année de vie perdue » (VAV), parfois appelé « valeur d'une année de vie statistique » (VAVS). Cette technique donne lieu au calcul du nombre d'« années de vie perdues » (AVP) en raison d'un risque particulier, sur la base d'une estimation de l'espérance de vie, puis à son évaluation en multipliant ce nombre par la VAV. La méthode VAV a l'inconvénient de considérer le nombre d'années de vie perdues et non le nombre de vies perdues, de sorte qu'elle « impute explicitement une valeur moins élevée à la réduction du risque de mortalité pour les populations âgées ayant une moindre qualité de vie » (Hubbel, 2002). Si, de l'avis général, il serait idéal d'imputer une valeur différente aux risques sanitaires des enfants, peu d'arguments sont avancés en faveur d'une différenciation de la valeur des risques par tranche d'âge pour les adultes. Les VAV sont de surcroît rarement établies à partir d'enquêtes (Hunt, 2011). Il est aussi très difficile d'obtenir des estimations robustes des AVP et de déterminer dans quelle mesure les valeurs des espérances de vie des différents pays pourraient et devraient être utilisées. Il est possible de calculer les AVP à partir des tables de mortalité par pays qui sont présentés dans les Perspectives démographiques des Nations Unies (ONU, 2015), des calculs complexes sont nécessaires pour obtenir les AVP pour toutes les régions du monde. Les études sur la charge mondiale de mortalité définissent les AVP par la différence entre l'âge au décès et l'« espérance de vie possible la plus longue » à l'échelle mondiale (www.healthdata.org/gbd/faq) aux fins du calcul du nombre d'années gagnées en évitant un décès prématuré. Cette hypothèse signifie que, en particulier dans les pays qui affichent actuellement une espérance de vie relativement faible, le nombre total d'AVP est fortement surestimé. Dans ce cas, il se peut que l'évaluation des décès prématurés par le biais d'un nombre élevé d'AVP soit significativement plus élevée que celle produite par l'application de la VVS. Étant donné les difficultés posées par l'emploi des AVP, et comme dans les travaux antérieurs de l'OCDE (2012, 2014a), les décès prématurés ont été évalués, dans ce rapport, au moyen de la même VVS pour toutes les tranches d'âge.

L'utilisation de la VVS dans le contexte des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique soulève aussi le problème de la latence, c'est-à-dire du temps qui s'écoule entre le moment de l'exposition et celui de l'impact (décès prématuré). L'effet de la latence sur le CAP est théoriquement indéterminé (OCDE, 2012). La théorie économique part généralement du principe que les individus ont un taux d'actualisation positif. Leur utilité varie aussi selon les périodes de leur vie de sorte que leur CAP pour réduire les risques de mortalité future peut être supérieur à leur CAP pour réduire les risques immédiats (voir, par exemple, Hammitt et Liu, 2004). La méta-analyse présentée par l'OCDE (2012) a permis de déterminer si les estimations de la VVS varient systématiquement en fonction de différentes caractéristiques de la méthode d'évaluation employée, des caractéristiques des disparités relatives au risque de mortalité (par exemple le type de risque, la latence, le risque de cancer, etc.), des caractéristiques socioéconomiques des personnes interrogées et d'autres variables. D'après les études examinées et cette méta-analyse, l'OCDE (2012) parvient à la conclusion qu'il n'est pas de nécessaire de procéder un ajustement des valeurs de base de la VVS au titre de la latence.

Deux études de l'OCDE (2014a et 2014b) présentent respectivement les VVS des adultes pour les différents pays membres de l'OCDE et pour certaines économies non membres, et ces mêmes valeurs pour les pays de la région de l'Asie du Sud et du Sud-Est. Le présent rapport couvrant l'ensemble du monde, il a été nécessaire de calculer les valeurs VVS des pays non pris en compte dans des études antérieures de l'OCDE. La méthode du transfert des avantages basés sur le revenu national moyen, décrite dans OCDE (2012) et présentée en détail dans l'encadré 2.4 a été employée à cette fin. Le principal paramètre de cette méthode est l'élasticité-revenu, qui détermine la mesure dans laquelle la VVS se modifie en fonction de différents niveaux de revenu. Dans le présent rapport, l'élasticité-revenu utilisée pour les calculs est de 0.8 pour les pays à revenu élevé, de 0.9 pour les pays à revenu intermédiaire et de 1 pour les pays à faible revenu. D'autres valeurs de cette élasticité ont été considérées dans l'analyse de la sensibilité des résultats aux valeurs choisies (voir la section 5.1).

Encadré 2.4. Transfert des avantages pour le calcul de la valeur d'une vie statistique

L'OCDE (2012) présente une méthode de calcul de la VVS dans chaque pays sur la base du revenu national moyen qui fait intervenir une méthode de transfert des avantages. Les valeurs indiquées pour les pays de l'OCDE, exprimées en dollars de 2005, sont comprises entre 1.5 million USD et 4.5 millions USD, la valeur de référence recommandée étant de 3 millions USD. Les valeurs de référence de la VVS pour la région de l'OCDE en 2005 proviennent d'une méta-analyse rigoureuse d'études consacrées à la VVS (OCDE, 2012). Les VVS recommandées par l'OCDE ont été calculées pour un adulte moyen à partir de 1 095 valeurs tirées de 92 études publiées.

Ainsi que le fait valoir l'OCDE (2006 et 2014a), le CAP varie en fonction du niveau de revenu, et le revenu est l'un des principaux indicateurs utilisés par les techniques fondées sur la préférence pour mesurer la VVS. Les VVS par pays sont calculées à partir d'estimations fiables établies pour une région particulière, dans ce cas la valeur de référence de l'OCDE (3 millions USD), puis elles sont ajustées pour chaque pays en fonction du niveau de revenu de ce dernier. L'emploi d'une VVS locale est dû au fait que l'évaluation concerne un pays particulier ; cette méthode est justifiée par le fait que les coûts et les avantages de la pollution atmosphérique et des mesures de lutte contre la pollution se manifestent essentiellement au sein de la même région (OCDE, 2014a). C'est le contraire qui se produit avec le changement climatique, dans le cas duquel l'utilisation d'une VVS différente pour la mortalité dans différents pays est très controversée puisque les bénéficiaires d'une politique résident essentiellement dans d'autres pays (les gaz à effet de serre se répartissent en effet uniformément dans l'atmosphère).

Plusieurs études s'efforcent d'évaluer l'élasticité-revenu du CAP pour réduire le risque de décès prématuré. La méta-analyse présentée dans OCDE (2012) détermine que l'élasticité-revenu est de l'ordre de 0.7-0.9 pour les pays de l'OCDE, et est sensiblement plus élevée pour les pays dont le revenu se situe dans le 40^e centile le plus bas. Les études longitudinales apportent d'autres éléments confirmant que le CAP varie en fonction du stade du développement économique (Hammit et Robinson, 2011). L'intervalle proposé dans OCDE (2012) est en particulier jugé trop bas pour les pays à faible revenu, car l'application des valeurs considérées produirait des CAP trop élevés et irréalistes pour ces pays. Le présent rapport retient donc une élasticité de 0.8 pour les pays à revenu élevé, de 0.9 pour les pays à revenu intermédiaire et de 1 pour les pays à faible revenu (les groupes de pays sont établis sur la base des tranches de revenu de la Banque mondiale).

Encadré 2.4. Transfert des avantages pour le calcul de la valeur d'une vie statistique (suite)

Cette méthode du transfert des avantages est employée pour adapter la VVS à d'autres pays, mais aussi pour estimer son évolution dans le temps. Comme le fait valoir l'OCDE (2006), le revenu devrait aussi être la variable de référence employée pour adapter le CAP dans le temps, de manière à éviter les situations dans lesquelles, par exemple, le consentement à payer pour sauver une vie statistique augmente plus rapidement dans le temps que le taux d'inflation. Les études réalisées, comme celle de Costa et Kahn (2004) qui calculent les variations de la VVS aux États-Unis sur la période 1940-80, parviennent à la conclusion que la VVS augmente dans le temps avec le revenu.

La VVS est calculée au moyen de la formule suivante :

$$VSL_r^t = VSL_{OECD}^{2010} \cdot \left(\frac{Y_r^t}{Y_{OECD}^t} \right)^\beta$$

où :

Y est le revenu moyen (PIB par habitant) du pays r à l'année t exprimé en USD de 2010 à PPA ;

β est l'élasticité-revenu de la VVS et mesure l'accroissement en pourcentage de la VVS induit par une hausse du revenu.

Cette méthode est appliquée dans la présente analyse pour produire des valeurs de la VVS pour tous les pays du monde, et pour établir des projections à l'horizon 2060. Les extrapolations sont basées sur les valeurs des revenus indiquées par les projections par pays. Les projections des revenus utilisées sont les mêmes que celles qui ont été retenues pour calibrer le modèle ENV-Linkages ; il s'agit des projections des Perspectives de l'économie mondiale du FMI (2014) jusqu'à l'année 2017 et des projections économiques établies à partir du modèle ENV-Growth (Dellink et al., 2016) pour les années suivantes.

Établissement de valeurs unitaires pour la morbidité

L'évaluation de la morbidité, dans le présent rapport, donne lieu à des évaluations distinctes du coût de la maladie (coûts des soins de santé et de la productivité du travail) et des coûts en termes de bien-être⁷. Les études des coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la demande de soins de santé sont beaucoup moins nombreuses que celles qui estiment les coûts économiques globaux de la pollution atmosphérique sur la santé. Les analyses estiment souvent, de manière inexacte, le coût total en considérant uniquement le coût des soins de santé ou encore la somme du coût des soins de santé et du coût de la perte de productivité, alors que ces derniers ne sont que quelques composantes du coût total de la pollution de l'air extérieur. Aux fins de la présente étude, l'expression « coût des soins de santé » est définie de manière à correspondre précisément au coût du traitement des maladies ; le coût de la gêne, de la douleur et des souffrances liées à la maladie en question est, quant à lui, qualifié de « coût de désutilité » ou de « coût en bien-être ».

Comme indiqué précédemment, les coûts des soins de santé peuvent être évalués par la méthode du coût de la maladie. Bien qu'il soit manifestement difficile d'obtenir les données nécessaires, la quantification des coûts des soins de santé est, du moins en théorie, une opération aisée puisque ces coûts sont liés à des transactions marchandes ayant des prix

déterminés, qui peuvent être observés⁸. Il n'est toutefois pas facile d'établir une valeur unitaire de référence pour les soins de santé, car ces derniers varient fortement selon les pays, par suite des disparités entre les systèmes de soins de santé et aussi des manières différentes dont les populations affrontent la maladie. De fortes variations peuvent exister même à l'échelle d'un continent. À titre d'exemple, d'après les estimations effectuées par des méthodes similaires dans le cadre d'une série d'études européennes, le coût du traitement d'un cas de bronchite chronique est de 530 EUR par patient et par an en France (Piperno et al., 2003), mais de 3 238 EUR par patient et par an en Espagne (Izquierdo, 2003). Les valeurs unitaires des dépenses de soins de santé ont été calculées pour l'OCDE sur la base de Holland (2014a). Les valeurs unitaires par pays ont ensuite été déterminées en appliquant la relation entre les dépenses de santé et le PIB par habitant aux dépenses totales de soins de santé exprimées en pourcentage du PIB au niveau national, publiées en 2015 par la Banque mondiale (Banque mondiale, 2015).

Les coûts en bien-être, qui comprennent les coûts de la désutilité liée à la maladie résultant, par exemple, de la souffrance et de la douleur, sont évalués au moyen des valeurs du CAP tiré d'études PD. Ce rapport utilise en particulier les valeurs calculées pour la Commission européenne (Holland, 2014a) comme point de départ pour établir les valeurs unitaires des coûts en bien-être des impacts de morbidité. Le calcul de ces coûts pour des pays particuliers est effectué par la méthode du transfert des avantages sur la base du niveau de revenu, comme pour la mortalité (voir l'encadré 2.4). Le transfert à l'échelle mondiale des estimations de la désutilité de la morbidité tirées des études disponibles, qui concernent essentiellement l'Europe, peut être source de distorsions, car les préférences en matière de santé et l'évaluation de la maladie diffèrent vraisemblablement d'un pays à l'autre. Ready et al. (2004), par exemple, montrent que le transfert à l'échelle internationale des valeurs unitaires pour évaluer les avantages de certains impacts introduit une erreur de transfert, même entre pays européens. La méthode du transfert est toutefois la seule qui peut être utilisée dans les études de portée mondiale, car les évaluations des impacts de la pollution atmosphérique ne couvrent que quelques régions du monde.

Valeurs unitaires obtenues

Les valeurs unitaires utilisées sont présentées pour chaque impact de santé dans le tableau 2.2, qui distingue les coûts en bien-être des coûts des soins de santé⁹. La valeur utilisée pour la mortalité est de 3 millions USD, conformément à OCDE (2014a). Les valeurs de la morbidité ont été établies sur la base de Holland (Holland, 2014a).

Les méthodes adoptées ne risquent guère de donner lieu à un double comptage des différents éléments de l'évaluation de la morbidité parce que les coûts sont intégralement imputés à l'élément principal. La mortalité est uniquement associée aux coûts en bien-être et n'est pas prise en compte dans la modélisation des coûts marchands. Des valeurs unitaires des coûts en bien-être et des coûts des soins de santé sont établies pour la bronchite chronique chez les adultes, la bronchite chez les enfants et les admissions à l'hôpital. Bien que les personnes interrogées dans le cadre d'enquêtes sur les coûts en bien-être puissent incorporer certains coûts marchands dans leurs réponses, les montants indiqués sont vraisemblablement, pour l'essentiel, des coûts non marchands. Les études PD utilisées pour établir les valeurs unitaires de la désutilité liée à la maladie ont été menées dans des pays dotés de systèmes de santé publique fonctionnant correctement, ce qui réduit le risque d'inclusion d'éléments autres que la désutilité par les personnes indiquant leur consentement à payer pour éviter des maladies clairement définies. Les valeurs établies devraient par conséquent refléter des aspects différents et complémentaires de la maladie.

Tableau 2.2. Valeurs unitaires utilisées dans l'analyse des impacts sur la santé

USD, taux de change à PPA de 2005

Effet	Élément de coût	Valeur
Mortalité, décès prématurés	Coût en bien-être	3 millions
Bronchite chronique chez les adultes (nouveaux cas)	Coût en bien-être	61 610
	Coût des soins de santé	13 070
Bronchite chez les enfants (cas)	Coût en bien-être	680
	Coût des soins de santé	57
Équivalent d'admissions à l'hôpital (maladies respiratoires et cardiovasculaires)	Coût en bien-être	575
	Coût des soins de santé	3 430
Nombre de jours d'activité restreinte	Coût en bien-être	106
Nombre de jours d'activité légèrement restreinte (nombre de jours caractérisés par des symptômes d'asthme)	Coût en bien-être	48

Note : Les valeurs indiquées se rapportent aux pays de l'OCDE. Il s'agit de valeurs unitaires qui indiquent les coûts par vie statistique, par cas de maladie, par admission à l'hôpital et par jour d'activité restreinte.

Source : Évaluations des auteurs basées sur les travaux de Holland (2014a).

Il est posé en hypothèse que les jours de travail perdus ont principalement pour effet de réduire la productivité, et que les jours d'activité (faiblement) restreinte se caractérisent de manière prédominante par une gêne. Les jours de travail perdus ont donc des impacts sur la productivité du travail et sont inclus dans les calculs des impacts marchands effectués au moyen du modèle ENV-Linkages. Les coûts associés aux jours d'activité (faiblement) restreinte sont, en revanche, évalués sur la base de leur coût en bien-être. L'annexe C examine plus en détail les questions de double comptage.

Une fois que les valeurs unitaires ont été établies, il est possible de calculer les coûts globaux des soins de santé ainsi que les coûts en bien-être des maladies et de la mortalité en multipliant le nombre de cas de maladies et de décès prématurés par ces valeurs unitaires (voir la section 2.8). Les coûts globaux représentent, par conséquent, la somme des coûts moyens des personnes touchées. Les coûts totaux des soins de santé sont introduits dans le modèle ENV-Linkages pour calculer les coûts marchands de la pollution de l'air extérieur. Ces derniers comprennent par conséquent les coûts directs associés aux dépenses de santé totales et les coûts indirects liés aux répercussions sur la consommation, l'épargne, la production et les autres activités économiques (voir la section 2.7).

2.7. Des impacts aux conséquences pour la croissance économique

Les impacts marchands sont directement incorporés dans ENV-Linkages dans les équations structurelles de comportement. En d'autres termes, les impacts marchands sont directement traduits dans le modèle comme des changements des différents moteurs de l'économie, comme la productivité du travail ou le rendement des terres, et de ce fait affecteront les grands agrégats macroéconomique, comme le PIB. Les impacts économiques découlant des changements de la pollution de l'air extérieur sont modélisés sous la forme de variations en pourcentage des paramètres les plus pertinents des fonctions de comportement (production, demande, etc.) qui composent la structure du modèle. Les modifications qui en découlent au sein de l'économie (au niveau sectoriel et au niveau macroéconomique) sont exprimées en variations en pourcentage par rapport à la projection hors rétroactions sur l'économie (voir la section 2.2). Elles sont calculées pour chaque période jusqu'à l'horizon

2060, et prennent ainsi en compte les conséquences économiques annuelles des impacts. Le scénario incorporant les impacts marchands de la pollution atmosphérique est qualifié de projection « centrale ».

Trois impacts marchands sont incorporés dans le modèle : la modification des dépenses de santé consécutive aux impacts sur la santé publique, la modification de la productivité du travail consécutive aux impacts sur la santé publique, et la modification des rendements agricoles. Le tableau 2.3 récapitule les impacts modélisés et les sources des données.

Tableau 2.3. **Impacts de la pollution atmosphérique inclus dans le modèle ENV-Linkages**

Catégories d'impact	Impacts modélisés	Sources des données
Santé	Modification des dépenses de santé due à l'évolution de l'incidence des cas de bronchite, de maladies respiratoires et cardiovasculaires, etc. Modification de la productivité du travail due aux jours de travail perdus par suite de l'évolution de l'incidence des cas de maladies respiratoires et cardiovasculaires.	Calculs basés sur Holland (2014a) et sur les résultats des études sur la charge mondiale de morbidité (Forouzanfar et al., 2015, et Brauer et al., 2016 pour les particules ; Lim et al., 2012, et Burnett et al., 2014 pour l'ozone).
Agriculture	Modifications des rendements agricoles	Calculs du CCR-CE d'Ispra effectués au moyen du modèle TM5-FASST (Van Dingenen et al., 2009)

Les modifications des dépenses de santé sont représentées dans le modèle par les modifications de la demande portant sur l'ensemble des services « collectifs ». Le montant des dépenses de santé supplémentaires prises en compte dans le modèle est calculé en multipliant le nombre de cas de maladies et le nombre d'admissions à l'hôpital par les valeurs unitaires des soins de santé, comme indiqué à la section 2.6. Il est posé en hypothèse que l'augmentation des dépenses de santé touche les dépenses budgétaires des ménages et des pouvoirs publics¹⁰. La mesure dans laquelle les ménages et les administrations sont affectées par ces dépenses supplémentaires est proportionnelle à leur contribution respective aux dépenses totales de santé au niveau de la région. La ventilation entre les dépenses des ménages et les dépenses des pouvoirs publics a été effectuée au moyen des données de la Banque mondiale sur les parts des dépenses de santé qui leur sont respectivement imputables (Banque mondiale, 2015). On observe une étroite relation entre les dépenses de santé et le PIB par habitant dans pratiquement tous les pays (Banque mondiale, 2015), ce qui facilite l'extrapolation des données relatives aux impacts de santé entre les pays.

Les modifications de la productivité du travail sont directement introduites dans le modèle en tant que variations en pourcentage de la productivité de la main-d'œuvre dans la région. Les pertes de productivité sont calculées sur la base du nombre de jours de travail perdus suivant la méthode utilisée par Vrontisi et al. (2016), et sur la base d'hypothèses relatives au nombre moyen de jours ouvrés par an dans chaque région (Banque mondiale, 2014). Il vaut mieux considérer la diminution de la productivité que celle de la population active lorsque la maladie a pour effet prédominant de réduire la production moyenne par travailleur et non le coût total de main-d'œuvre assumé par les employeurs. C'est le cas notamment lorsque les employés ont des congés maladie rémunérés ou lorsqu'ils viennent travailler alors qu'ils sont malades.

Les modifications des rendements agricoles sont représentées dans le modèle sous la forme d'une combinaison des modifications de l'efficacité de la terre et des modifications de la productivité globale des facteurs, dans les activités agricoles concernées par la baisse des rendements. Cette spécification, qui reprend celle envisagée dans l'OCDE (2015), reflète l'idée que les impacts agricoles s'exercent non seulement sur les taux de croissance biophysique des cultures, mais aussi sur d'autres facteurs qui ont un impact sur les récoltes, comme l'efficacité des autres facteurs de production. La pollution atmosphérique a des effets hétérogènes sur les rendements agricoles dans différentes régions du monde, en fonction des concentrations d'ozone troposphérique.

Une fois introduits dans le modèle ENV-Linkages les impacts sur les rendements agricoles, les dépenses de santé et la productivité du travail ont été, les simulations du modèle permettent de calculer les coûts macroéconomiques de la pollution atmosphérique. Ces coûts sont composés des impacts marchands directs ainsi que des processus d'ajustement inhérents au modèle (coûts marchands indirects). À titre d'exemple, une augmentation de la demande de soins de santé peut provoquer une diminution de la demande d'autres services, tandis que des modifications des rendements de certaines cultures peuvent entraîner une modification de la production de cultures de substitution, et même d'autres activités sectorielles ainsi qu'une transformation de la composition des échanges.

2.8. Des impacts aux coûts en bien-être

La dernière étape de l'analyse consiste à évaluer les coûts en bien-être de la pollution de l'air extérieur. Les coûts non marchands des impacts sur la santé sont le produit des résultats concernant les impacts de santé pertinents (quatrième étape) par les valeurs unitaires correspondantes (cinquième étape). Dans le cas de la mortalité, ces coûts sont égaux au produit du nombre de décès prématurés par la valeur d'une vie statistique (VVS). Les coûts en bien-être de la désutilité liée à la maladie sont, de même, égaux au produit des résultats obtenus pour chaque impact de morbidité par la valeur unitaire correspondante.

L'analyse des conséquences économiques des impacts marchands accorde une place importante au PIB, qui est l'indicateur de l'activité économique le plus couramment employé. Ce dernier sert également de point de référence dans l'examen des conséquences de la pollution atmosphérique pour la croissance économique. Les coûts marchands sont aussi exprimés en termes de bien-être de manière à faciliter la comparaison avec d'autres composantes des coûts au moyen de la variation équivalente du revenu, qui est un indicateur courant des impacts sur le bien-être d'un choc dans un cadre d'équilibre général. Cet indicateur mesure la variation du revenu qui, aux prix initiaux, aurait le même effet sur le bien-être que les modifications induites par le choc dans le système (Hicks, 1939). Les coûts en bien-être des impacts marchands sont donc représentés par la variation du revenu en USD constants. La variation équivalente représente le consentement maximum à payer pour éviter la détérioration du bien-être des consommateurs (appelée équivalence hicksienne dans les traités d'économie).

Pour finir, il est possible de comparer et de regrouper les coûts en bien-être marchands et non marchands pour obtenir une évaluation des coûts en bien-être totaux. Il est difficile de procéder à l'agrégation des résultats parce que différentes méthodes sont employées pour calculer les coûts marchands et les coûts non marchands. Il est néanmoins possible d'ajouter ces deux types de coûts lorsque ces derniers sont exprimés en termes de perte de revenu globale, et au moyen de la même unité de valeur, c'est-à-dire en USD constants de 2010 sur la base des taux de change à PPA.

L'agrégation des coûts en bien-être des différents pays et régions soulève une autre difficulté. En principe, il est possible d'utiliser des pondérations par l'équité pour créer une fonction de bien-être social qui influe sur la manière dont sont mesurés les arbitrages entre les modifications du bien-être dans différents pays. De telles pondérations peuvent aussi être utilisées pour calculer les VVS et les valeurs de la morbidité au moyen d'un modèle d'équilibre général. Les pondérations du bien-être produisent une mesure plus « juste » du bien-être social global associé aux coûts en bien-être présenté dans ce rapport ; elles reflètent aussi le fait que l'utilité marginale d'une unité de revenu supplémentaire est plus élevée dans les pays pauvres que dans les pays riches. La présente analyse n'inclut toutefois pas de pondérations au titre du bien-être pour deux raisons. Premièrement, le rapport a pour objet non pas de déterminer un niveau de pollution optimale sur le plan social, mais d'exposer les conséquences régionales d'une pollution non atténuée de l'air extérieur. Bien que les résultats établis au niveau des régions soient parfois regroupés pour indiquer un total mondial, cette opération est effectuée purement à titre illustratif. Deuxièmement, les pondérations au titre de l'équité sont essentiellement le fruit d'un jugement moral et il est extrêmement difficile de trouver des pondérations ne prêtant pas à controverse. Enfin, ce type de pondération accroît encore la complexité des résultats ce qui est évité dans le cas présent par l'expression des résultats en termes de variation du *revenu*.

Notes

1. Les effets de rétroaction ont, en principe, des répercussions sur les niveaux d'émission de sorte qu'il importe de ne pas procéder à des itérations entre la projection centrale et la projection zéro dommage à moins d'avoir pu assurer la cohérence des niveaux d'émission. Ce processus itératif exige par ailleurs des calculs considérables et n'est donc pertinent que lorsque les niveaux d'émission de la projection centrale diffèrent de manière significative de ceux de la projection zéro dommage.
2. Cette série de données a servi de base à des comparaisons modélisées dans le cadre du Forum de modélisation de l'énergie (Energy Modelling Forum (EMF) 30, dont les résultats ont permis de vérifier la robustesse de la prise en compte des polluants atmosphériques dans le modèle ENV-Linkages.
3. Il vaudrait mieux, dans le cas des transports, considérer la consommation de carburant au kilomètre ou par passager, mais le modèle ENV-Linkages ne permet pas de prendre en compte ces détails.
4. La variante sous forme réduite TM5-FASST reproduit la série intégrale des processus chimiques, physiques et météorologiques intégrés dans TM5-CTM, pour l'année météorologique 2001. Ces processus représentent la formation de sulfate et de nitrate d'ammonium secondaires à partir des émissions de SO₂, de NO_x et de NH₃, la formation d'O₃ à partir de NO_x et de COV ainsi que le transport et l'élimination par voie humide et par voie sèche de tous les polluants de l'atmosphère.
5. Parce que la présente analyse s'appuie sur les études sur la CMM, elle inclut implicitement les points faibles que présentent ces études. Il se peut ainsi que les interactions entre la pollution atmosphérique et le tabagisme ne soient pas adéquatement prises en compte aux fins de l'imputation de la mortalité à la pollution de l'air extérieur. Les études sur la CMM sont toutefois la source des informations les plus robustes et les plus détaillées disponibles pour évaluer les impacts de la pollution atmosphérique sur la mortalité à l'échelle mondiale.

6. Le riz, le blé, maïs et le soja constituent plus de la moitié du volume total de la production agricole mondiale, mais génèrent moins de la moitié de sa valeur.
7. Il est aussi possible de décomposer les coûts de morbidité des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique en : (i) coûts en ressources, qui correspondent aux coûts médicaux et non médicaux directement liés au traitement du problème de santé provoqué par la pollution de l'air, auxquels s'ajoutent les dépenses effectuées pour éviter certains risques; (ii) coûts d'opportunité, qui correspondent aux coûts indirects liés à la perte de productivité et/ou de temps de loisirs imputable aux effets de la pollution sur la santé; et (iii) coûts de désutilité, qui sont liés aux douleurs, aux souffrances, à la gêne et à l'inquiétude causées par la maladie. L'analyse présentée ici couvre au moins en partie chacun de ces trois types d'impacts, puisque les coûts en ressources sont liés aux dépenses de santé, les coûts d'opportunité sont fonction de la modification de la productivité du travail et les coûts de désutilité sont inclus dans l'évaluation des coûts en bien-être.
8. Les résultats obtenus pour les régions dans lesquelles il est possible d'évaluer directement les coûts des soins de santé ont été extrapolés pour établir ces coûts dans les autres régions.
9. Les chiffres indiqués dans le tableau sont exprimés en USD de 2005 pour assurer la cohérence avec les sources initiales. Ils ont été ensuite convertis en USD de 2010 dans le cadre de modélisation. Les résultats de l'analyse sont également présentés en USD de 2010.
10. Le secteur privé contribue en réalité également à l'offre de soins de santé par le biais des assurances liées à l'emploi. Ces dépenses ne sont pas considérées de manière indépendante dans le cadre de modélisation. Il serait aussi possible de tenir compte du fait que les pouvoirs publics et les ménages pourraient décider, au lieu d'accroître leurs dépenses de santé, de réduire la quantité de soins de santé. Une telle décision aurait toutefois sans doute pour résultat d'accroître les coûts en bien-être. La démarche suivie dans le présent rapport doit donc être considérée comme indiquant la limite inférieure des coûts de santé.

Références

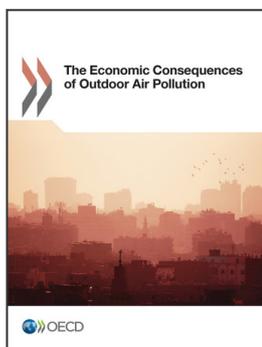
- AIE (Agence internationale de l'énergie) (2013), *World Energy Outlook 2013*, AIE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/weo-2013-en>.
- AIE (2011), *World Energy Outlook 2011*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/weo-2011-en>.
- Alberini et al. (2016), « Approaches and Issues in Valuing the Cost of Inaction of Air Pollution on Human Health », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 108, Éditions OCDE, Paris.
- Amann, M. et al. (2013), « Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 38, pp. 31-55.
- Amann, M. et al. (2011), « Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications », *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, n° 12, pp. 1489-1501.
- Banque mondiale (2015), *Indicateurs du développement dans le monde*, la Banque mondiale, Washington, DC, <http://data.worldbank.org/indicator> (consulté le 3 mai 2016).

- Banque mondiale (2014), *Doing Business 2015: Going Beyond Efficiency*, la Banque mondiale, Washington, DC, <http://dx.doi.org/10.1596/978-1-4648-0351-2>.
- Brauer, M. et al. (2016), « Ambient Air Pollution Exposure Estimation for the Global Burden of Disease 2013 », *Environmental Science and Technology*, vol. 50, pp. 79-88.
- Burnett, R.T. et al. (2014), « An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure », *Environmental Health Perspectives*, vol. 122, pp. 397-403.
- Chateau, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model: Version 3 », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en>.
- Chestnut et al. (2006), « The Economic Value of Preventing Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations », *Contemporary Economic Policy*, vol. 24, n° 1, pp. 127-143.
- Chuwah, C. et al. (2015), « Global impacts of surface ozone changes on crop yields and land use », *Atmospheric Environment*, vol. 106, pp. 11-23.
- Commission européenne (2013), « The Clean Air Policy Package », document de travail des services de la Commission, *Impact Assessment*, n° SWD(2013)531, Commission européenne, Bruxelles, http://ec.europa.eu/governance/impact/ia_carried_out/docs/ia_2013/swd_2013_0531_en.pdf (consulté le 3 mai 2016).
- Dellink, R.B. et al. (2016, à paraître), « Long-term economic growth projections in the Shared Socioeconomic Pathways », *Global Environmental Change*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.004>.
- FMI (Fonds monétaire international) (2014), base de données des Perspectives de l'économie mondiale, Fonds monétaire international, www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2014/01/weodata/index.aspx (consulté le 3 mai 2016).
- IHME (Institute for Health Metrics and Evaluation) (2015), *Global Burden of Disease Compare*, IHME, Seattle.
- IIASA/FAO (Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués/Organisation pour l'alimentation et l'agriculture) (2012), « GAEZ (v3.0) Système mondial de zones agro écologiques », IIASA, Laxenburg, Autriche et FAO, Rome, Italie, www.fao.org/fileadmin/user_upload/gaez/docs/UserGuide_FR.pdf (consulté le 3 mai 2016).
- Forouzanfar, M.H. et al. (2015), « Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990-2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013 », *The Lancet*, vol. 386, n° 10010, pp. 2287-2323.
- Global Burden of Disease (GDB) (2010), « GBD 2010 country results: a global public good, GBD 2010 Country Collaboration », *The Lancet*, vol. 381, n° 9871, pp. 965-970.
- Hammitt, J.K. et J.-T. Liu (2004), « Effects of Disease Type and Latency on the Value of Mortality Risk », *The Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 28, pp. 73-95.
- Hammitt, J.K. et L.A. Robinson (2011), « The Income Elasticity of the Value per Statistical Life: Transferring Estimates between High and Low Income Populations », *Journal of Benefit-Cost Analysis*, vol. 2, n° 1, Article 1, pp. 1-27.
- Hicks, J.R. (1939), *Value and capital: An inquiry into some fundamental principles of economic theory*, Clarendon Press, Oxford.

- Holland, M. (2014), Cost-benefit analysis of final policy scenarios for the EU Clean Air Package, Corresponding to IIASA TSAP report no.11, version 2a, rapport destiné à la Commission européenne, DG Environnement, mars 2014, <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP%20CBA.pdf> (consulté le 3 mai 2016).
- Horowitz, J. et K. McConnell (2002), « A review of WTA/WTP studies », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, pp. 426-447.
- Hubbel, B.J. (2002), Implementing QALYs in the Analysis of Air Pollution Regulations, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, www.epa.gov/ttnecas1/workingpapers/ereqaly.pdf (consulté le 3 mai 2016).
- Huijnen, V. et al. (2010), « The global chemistry transport model TM5: description and evaluation of the tropospheric chemistry version 3.0 », *Geoscientific Model Development*, vol. 3, n° 2, pp. 445-473.
- Hunt, A. (2011), « Policy Interventions to Address Health Impacts Associated with Air Pollution, Unsafe Water Supply and Sanitation, and Hazardous Chemicals », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 35, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/5kg9qx8dsx43-en>.
- Izquierdo, J.L. (2003), « The burden of COPD in Spain: results from confronting COPD survey », *Respiratory Medicine*, mars, vol. 97, Suppl. C, pp. S61-S69.
- Jones, J. et al. (2003), « The DSSAT cropping system model », *European Journal of Agronomy*, vol. 18, pp. 235-265.
- Kriegler, E. et al. (2014), « What does the 2°C target imply for a global climate agreement in 2020? The LIMITS study on Durban Platform scenarios », *Climate Change Economics*, vol. 04, n° 04.
- Krol, M. et al. (2005), « The two-way nested global chemistry-transport zoom model TM5: algorithm and application », *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 4, pp. 3975-4018.
- Leitao, J., R. van Dingenen et S. Rao (2015), LIMITS project Report on spatial emissions downscaling and concentrations for health impacts assessment, www.feem-project.net/limits/docs/limits_d4-2_iiasa.pdf (consulté le 3 mai 2016).
- Lim, S.S. et al. (2012), « A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010 », *The Lancet*, vol. 380, pp. 2224-2260.
- Lindhjem, H. et S. Navrud (2008), « How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? », *Ecological Economics*, vol. 66, n° 2-3, pp. 425-435.
- Mayeres, I. et D. van Regemorter (2008), « Modelling the health related benefits of environmental policies and their feedback effects: a CGE analysis for the EU countries with GEM-E3 », *The Energy Journal*, vol. 29, n° 1, pp. 135-150.
- Mills, G. et al. (2007), « A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops », *Atmospheric Environment*, vol. 41, pp. 2630-2643.
- OCDE (2015), *The Economic Consequences of Climate Change*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264235410-en>.

- OCDE (2014a), *Le coût de la pollution de l'air: Impacts sanitaires du transport routier*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264220522-fr>
- OCDE (2014b), *Towards Green Growth in Southeast Asia*, Études de l'OCDE sur la croissance verte, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264224100-en>.
- OCDE (2014c), *Perspectives économiques de l'OCDE*, Éditions OCDE, Paris, http://dx.doi.org/10.1787/eco_outlook-v2014-2-fr.
- OCDE (2012), *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr>.
- OCDE (2011), « Statistiques de la population active: Projections de la population », Statistiques de l'OCDE sur l'emploi et le marché du travail (base de données), <http://dx.doi.org/10.1787/data-00538-fr> (consulté le 3 mai 2016).
- OCDE (2010), *Évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264048805-fr>.
- OCDE (2006), *Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents*, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264010079-fr>.
- OIT (Organisation internationale du travail) (2011), *Estimates and Projections of the Economically Active Population: 1990-2020*, 6^e édition, OIT.
- OMS (Organisation mondiale de la santé) (2014), *Burden of disease from Household Air Pollution for 2012*, l'Organisation mondiale de la santé, Genève 2014.
- OMS (2013), *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*, Organisation mondiale de la santé, Bureau régional de l'Europe, Bonn, Allemagne, www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project-recommendations-for-concentration-response-functions-for-cost-benefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide (consulté le 3 mai 2016).
- ONU (Nations Unies) (2015), *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*, Dossier de travail n° ESA/P/WP.241.
- Piperno, D. et al. (2003), « The burden of COPD in France: results from the confronting COPD survey », *Respiratory Medicine*, mars, vol. 97, Suppl. C, pp. S33-S42.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement) (2011), *Near-term Climate Protection and Clean Air Benefits: Actions for Controlling Short-Lived Climate Forcers*, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), Nairobi, Kenya.
- Rao, S. et al. (2016). *A multi-model analysis of the co-benefits of climate change mitigation for global air quality*, submitted to *Environmental Research Letters*.
- Rao, S. et al. (2012), « Environmental Modeling and Methods for Estimation of the Global Health Impacts of Air Pollution », *Environmental Modeling and Assessment*, vol. 17, pp. 613-622.
- Ready, R. et al. (2004). « Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? », *Environmental and Resource Economics*, vol. 29, pp. 67-82.
- Riahi, K., A. Gruebler et N. Nakicenovic (2007), « Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization », *Technological Forecasting and Social Change*, vol. 74, n° 7, pp. 887-935.

- Rosegrant, M.W. et al. (2012), « International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT) Model Description », Institut international de recherche sur les politiques alimentaires, www.ifpri.org/sites/default/files/publications/impactwater2012.pdf (consulté le 3 mai 2016).
- Stieb, D.M., et al. (2002), « Economic evaluation of the benefits of reducing acute cardiorespiratory morbidity associated with air pollution », *Environmental Health*, vol. 1, n° 7.
- Sue Wing, I. et K. Fisher-Vanden. (2013), « Confronting the Challenge of Integrated Assessment of Climate Adaptation: A Conceptual Framework », *Climatic Change*, vol. 117, n° 3, pp. 497-514.
- Sue Wing, I. et E. Lanzi (2014), « Integrated Assessment of Climate Change Impacts: Conceptual Frameworks, Modelling Approaches and Research Needs », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 66, Éditions OCDE, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/5jz2qcjsrvzx-en>.
- Van Dingenen, R. et al. (2009), « The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation », *Atmospheric Environment*, vol. 43, n° 3, pp. 604-618.
- Vrontisi, Z. et al. (2016), « Economic impacts of EU clean air policies assessed in a CGE framework », *Environmental Science and Policy*, vol. 55, pp. 54-64.
- Wagner, F. et Amann, M. (2009), GAINS (Greenhouse gas – air pollution interactions and synergies): analysis of the proposals for GHG reductions in 2020 made by UNFCCC Annex 1 countries by mid-August 2009, IIASA, Laxenburg, Autriche.
- Wagner, F. et al. (2007), The GAINS Optimization Module as of 1 February 2007, Interim Report IR-07-004, IIASA, Laxenburg, Autriche.



Extrait de :

The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/9789264257474-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2016), « Cadre d'évaluation des conséquences économiques de la pollution de l'air extérieur », dans *The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264262294-5-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

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.

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.