



HAL
open science

Analyse critique des méthodologies européenne et française de calcul des coûts externes du transport routier

Maïté Stephan, Michel Andre, Thierry Blayac, Léa Tardieu, Fady Hamade

► To cite this version:

Maïté Stephan, Michel Andre, Thierry Blayac, Léa Tardieu, Fady Hamade. Analyse critique des méthodologies européenne et française de calcul des coûts externes du transport routier. [Rapport de recherche] IFSTTAR - Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux. 2016, 151p. hal-02991569

HAL Id: hal-02991569

<https://hal.science/hal-02991569>

Submitted on 6 Nov 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

ANALYSE CRITIQUE DES METHODOLOGIES EUROPEENNE ET FRANÇAISE DE CALCUL DES COUTS EXTERNES DU TRANSPORT ROUTIER

Rapport final

20 octobre 2016

Auteurs : Maïté STEPHAN ^a, Michel ANDRÉ ^b, Thierry BLAYAC ^a, Léa TARDIEU ^a, Fady HAMADÉ ^a

^a IREDD - Institut des Ressources Environnementales et du Développement Durable

^b IFSTTAR-LTE, Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux - Laboratoire Transports et Environnement

IREDD

Institut des Ressources Environnementales et du
Développement Durable

L'évaluation économique pour l'intérêt général



Sommaire

LISTE DES FIGURES.....	6
LISTE DES TABLEAUX	8
LEXIQUE	10
ABREVIATIONS	11
1. INTRODUCTION	13
2. METHODOLOGIES D'ÉVALUATION DES COUTS EXTERNES : GENERALITES	16
2.1. DOCUMENTS CONSTITUANT LE CŒUR DE LA DESCRIPTION DES METHODOLOGIES ET DOCUMENTS ANNEXES	16
2.1.1. <i>Méthodologie européenne de calcul des coûts externes du transport.....</i>	<i>16</i>
2.1.2. <i>Méthodologie française</i>	<i>18</i>
2.2. MISE EN ŒUVRE DES METHODOLOGIES	18
2.2.1. <i>Méthodologie européenne.....</i>	<i>18</i>
2.2.2. <i>Méthodologie française</i>	<i>20</i>
3. CALCUL DES COUTS EXTERNES ENVIRONNEMENTAUX	21
3.1. POLLUTION ATMOSPHERIQUE	21
3.1.1. <i>Méthodologie européenne d'évaluation des coûts externes de la pollution de l'air du trafic (Handbook 2014) 22</i>	
3.1.1.1. Description générale.....	22
3.1.1.2. Analyse détaillée de la méthodologie de quantification des impacts et dommages du Handbook-2014	24
3.1.1.3. Méthodologies de monétarisation des dommages sanitaires	33
3.1.1.4. Coûts unitaires des dommages par quantité de polluants.....	33
3.1.1.5. Coûts unitaires moyens par distance parcourue	34
3.1.1.6. Coûts (externes) agrégés proposés par le Handbook 2014	35
3.1.1.7. Récapitulatif et éléments d'analyse critique de l'approche Handbook 2014 pour la pollution de l'air	35
3.1.2. <i>Analyse et spécificités de la méthodologie française pour la pollution de l'air.....</i>	<i>38</i>
3.1.2.1. Approche bottom-up versus top-down	38
3.1.2.2. Ajustement du coût des impacts sanitaires et modulation selon les lieux.....	39
3.1.2.3. Facteurs d'émissions français.....	40
3.1.2.4. En conclusion.....	43
3.1.3. <i>Éléments de comparaison des valeurs selon les 2 approches européenne et française.....</i>	<i>44</i>
3.1.3.1. Coût de la vie	44
3.1.3.2. Coûts unitaires des dommages par unité de polluant.....	44
1.1.1.1. Facteurs d'émission entrant dans l'évaluation des coûts externes.....	45
1.1.1.2. Coûts unitaires des dommages par quantité de transport (véhicules x km)	46
1.1.1.3. Coûts unitaires des dommages désagrégés par catégories EURO.....	46
3.1.3.3. Coûts (externes) agrégés par mode de transports	47
3.1.4. <i>Conclusions.....</i>	<i>47</i>
3.2. CALCUL DU COUT EXTERNE DES OBJECTIFS DE REDUCTION DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE (GES) - CHANGEMENT CLIMATIQUE	49
3.2.1. <i>Émissions de GES - Changement climatique.....</i>	<i>49</i>
3.2.2. <i>Impacts du changement climatique</i>	<i>50</i>
3.2.3. <i>Dommmages du changement climatique.....</i>	<i>50</i>
3.2.4. <i>Monétarisation des dommages du changement climatique.....</i>	<i>51</i>
3.2.4.1. Valeur du carbone en Europe	51
3.2.4.2. Valeur du carbone en France : approche coût-efficacité et approche coût-avantage	52

3.2.5.	<i>Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe du changement climatique</i>	55
3.3.	CALCUL DES COUTS EXTERNES DE LA POLLUTION SONORE	57
3.3.1.	<i>Émissions/réceptions de la pollution sonore : le bruit</i>	57
3.3.2.	<i>Impacts de la pollution sonore</i>	61
3.3.3.	<i>Dommmages de la pollution sonore</i>	63
3.3.4.	<i>Monétarisation des dommages causés par la pollution sonore</i>	64
3.3.5.	<i>Critiques/remarques sur la monétarisation des dommages</i>	65
3.3.6.	<i>Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe de la pollution sonore</i>	66
3.4.	CALCUL DES COUTS EXTERNES DES EFFETS AMONT ET AVAL	69
3.4.1.	<i>Émissions des effets amonts et aval</i>	69
3.4.2.	<i>Impacts des effets amont et aval</i>	70
3.4.3.	<i>Dommmage des effets amont et aval</i>	70
3.4.4.	<i>Monétarisation des dommages des effets amont et aval</i>	70
3.4.5.	<i>Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe des effets amont et aval</i>	70
3.5.	AUTRES COUTS ENVIRONNEMENTAUX	72
3.5.1.	<i>Coûts de la nature et du paysage</i>	72
3.5.2.	<i>La pollution des sols et de l'eau</i>	79
3.5.3.	<i>Coût externe de la dépendance énergétique</i>	80
4.	CALCUL DES COUTS EXTERNES SOCIAUX : LES ACCIDENTS	81
4.1.	IMPACTS PHYSIQUES DES ACCIDENTS DE LA ROUTE	81
4.2.	LES DOMMAGES DES ACCIDENTS DE LA ROUTE	82
4.3.	MONETARISATION DES DOMMAGES DES ACCIDENTS DE LA ROUTE	83
4.3.1.	<i>Valeur de la vie humaine : approche européenne et son évolution</i>	84
4.3.1.1.	Handbook 2008	84
4.3.1.2.	Handbook 2014	84
4.3.2.	<i>Valeur de la vie humaine : approche française et son évolution</i>	85
4.3.2.1.	Rapport Boiteux I (1994)	85
4.3.2.2.	Rapport Boiteux II (2001)	86
4.3.2.3.	Rapport Quinet (2013)	87
4.3.3.	<i>Synthèse sur la valeur de la vie humaine</i>	89
4.4.	RESUME DE LA METHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU COUT EXTERNE MOYEN DES ACCIDENTS DE LA ROUTE	89
5.	CALCUL DES COUTS EXTERNES ECONOMIQUES : LA CONGESTION	91
5.1.	MESURE DE LA CONGESTION	91
5.2.	IMPACTS DE LA CONGESTION	95
5.3.	DOMMAGES DE LA CONGESTION	96
5.4.	MONETARISATION DES DOMMAGES DE LA CONGESTION	96
5.5.	RESUME DE LA METHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU COUT EXTERNE DE LA CONGESTION	98
5.6.	CONGESTION ROUTIERE : UNE AMBIGUÏTE	98
5.6.1.	<i>Méthodologie européenne : Handbook 2014</i>	99
5.6.2.	<i>Méthodologie européenne, approches antérieures</i>	100
5.6.3.	<i>Méthodologies françaises</i>	100
6.	PROPOSITIONS DE NOUVELLES ESTIMATIONS DE COUTS EXTERNES ENVIRONNEMENTAUX	102
6.1.	PRESENTATION DE L'ÉTUDE ZAPA	105
6.1.1.	<i>Situation de référence</i>	106
6.1.2.	<i>Sélection du scénario</i>	107

6.2.	LA MISE EN ŒUVRE D'UNE ZAPA EN REGION PARISIENNE VA REDUIRE LE NOMBRE DE CIRCULATION, LES EMISSIONS DE POLLUANTS, AINSI QUE LE NOMBRE D'ACCIDENTS DE LA ROUTE PAR RAPPORT A LA SITUATION DE REFERENCE. ÉVALUATION MONETAIRE DES EXTERNALITES	109
6.2.1.	<i>Rappel des valeurs de « référence » européennes et françaises</i>	109
6.2.2.	<i>Évaluation monétaire selon les deux méthodologies</i>	111
6.2.2.1.	Approche européenne	111
6.2.2.2.	Approche française	112
6.2.2.3.	Approche APUR (2012)	112
6.2.2.4.	Comparaison des résultats	113
6.3.	ANALYSE CRITIQUE DES DONNEES DE QUANTIFICATION DES EXTERNALITES ET REFLEXION SUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE DE L'EVALUATION	119
6.3.1.	<i>Estimation erronée des vitesses, des facteurs d'émission ou des distances parcourues ?</i>	119
6.3.2.	<i>La congestion n'est pas évaluée, mais le temps perdu ou gagné l'est (impact social)</i>	121
6.3.3.	<i>Réflexion sur les analyses de sensibilité</i>	122
7.	RECOMMANDATIONS POUR AMELIORER LES METHODOLOGIES EUROPEENNE ET FRANÇAISE	123
7.1.	POLLUTION ATMOSPHERIQUE	123
7.2.	POLLUTION SONORE	123
7.3.	AUTRES COUTS ENVIRONNEMENTAUX	124
7.3.1.	<i>Coûts de la nature et du paysage</i>	124
7.3.2.	<i>Pollution des sols et de l'eau</i>	124
7.4.	ACCIDENTS	124
7.5.	CONGESTION	124
8.	CONCLUSIONS	125
8.1.	LA METHODOLOGIE FRANÇAISE S'INSCRIT DANS LES RECOMMANDATIONS DE LA METHODOLOGIE EUROPEENNE	126
8.2.	IL EST DIFFICILE DE SE PRONONCER SUR UNE SOUS-ESTIMATION DES COUTS ENVIRONNEMENTAUX PAR RAPPORT AUX AUTRES EXTERNALITES	128
8.3.	LA COMPARAISON DES METHODOLOGIES EUROPEENNE ET FRANÇAISE APPLIQUEES A L'ETUDE ZAPA ÎLE-DE-FRANCE VALORISE LES COUTS ENVIRONNEMENTAUX DANS DES PROPORTIONS SIMILAIRES : 73% DE LA VALEUR MONETAIRE DES EXTERNALITES CONSIDEREES	129
9.	BIBLIOGRAPHIE	131
10.	ANNEXES	136
10.1.	EXPLICITATION DES MODELES ET PROJETS CITES DANS LE RAPPORT	136
10.1.1.	<i>COPERT4, modèle de calcul des émissions du trafic routier</i>	136
10.1.2.	<i>TREMOVE, plate-forme de calcul des émissions des transports en Europe</i>	137
10.1.3.	<i>TRENDS - base de données européenne en transports et environnement</i>	139
10.1.4.	<i>Plate-forme de simulation/évaluation EcoSenseWeb (projets NEEDS et HEATCO)</i>	139
10.1.5.	<i>Modèles de simulation atmosphériques mis en œuvre dans EcoSense</i>	140
10.1.5.1.	Modèle de simulation atmosphérique local (ISC-USEPA)	141
10.1.5.2.	Modèle régional (WTM)	141
10.1.6.	<i>Approches - plates-formes d'évaluation considérées dans le Handbook-2014</i>	141
10.1.6.1.	Plates-formes d'évaluation RAINS et GAINS	141
10.1.6.2.	Evaluation CBA (Cost-Benefits-Analysis) dans le cadre du Clean Air for Europe (CAFE)	142
10.1.7.	<i>Plates-formes d'évaluation et projets sur les effets sanitaires HEIMTSA et INTARESE</i>	143
10.2.	DESCRIPTIF DES MODELES UTILISES PAR LA COMMISSION ALAIN QUINET (2008) POUR DETERMINER LA VALEUR DU CARBONE	145
10.3.	VALEURS DU COUT MARGINAL DU CHANGEMENT CLIMATIQUE POUR LE TRANSPORT ROUTIER	145
10.4.	VALEURS DE REFERENCES DU COUT EXTERNE DE LA POLLUTION SONORE	148
10.5.	COUT MARGINAL DES ACCIDENTS DE LA ROUTE	150

Liste des figures

Figure 1 : Principaux coûts externes du transport routier	14
Figure 2 : Schéma de principe et terminologie de la méthodologie européenne Handbook 2014 (à gauche) et Handbook 2008 (à droite).....	23
Figure 3 : Polluants du transport routier considérés dans les approches de coûts externes	25
Figure 4 : Fonctions d'émission de NOx, véhicules légers en haut et camions en bas (Sétra, 2009) et positionnement des « milieux » selon leur vitesse moyenne considérée dans l'approche Quinet-2013 pour l'évaluation des facteurs d'émission selon les milieux	41
Figure 5 : Fonctions d'émission de PM, véhicules légers en haut et camions en bas (Sétra, 2009) utilisées en vue de la détermination des facteurs d'émission selon les milieux	42
Figure 6 : Trajectoire de la valeur tutélaire du carbone définie dans le rapport Quinet (2009) et Boiteux II (2001).....	53
Figure 7 : Méthodologie de calcul des coûts externes causé par le changement climatique (d'après Becker et al., 2012)	55
Figure 8 : Deux sources sonores de même intensité (Source : www.bruitparif.fr).....	58
Figure 9 : Dix sources sonores de même intensité (Source: www.bruitparif.fr).....	58
Figure 10 : 10 dB d'écart entre deux sources sonores (Source : www.bruitparif.fr)	58
Figure 11 : Niveau d'émission sonore en fonction de la vitesse de circulation (Source : Guide du bruit des transports terrestres, 1980).....	61
Figure 12 : Effets et dommages de la pollution sonore (d'après Becker et al., 2012)	63
Figure 13 : Méthodologie de l'évaluation de la pollution sonore (d'après Becker et al., 2012 et Handbook 2014).....	67
Figure 14: Dommages des accidents de la route	83
Figure 15 : Méthodologie d'évaluation des accidents de la route (d'après Becker et al., 2012)	90
Figure 16: Relation débit-vitesse (source: CETE Méditerranée, 2009)	92
Figure 17 : Principaux coûts externes du transport routier	93
Figure 18 : Méthodologie d'évaluation du coût externe de la congestion	98
Figure 19 : Périmètres à l'étude pour les scénarios (Source : APUR, 2012).....	107
Figure 20 : Répartition des coûts externes totaux - Situation de référence	115
Figure 21 : Répartition des coûts externes totaux - Scénario 3	117
Figure 22 : Répartition des gains de la mise en place d'une ZAPA.....	119
Figure 23 : Approche schématique de la méthodologie Copert4	136
Figure 23 : Courbes d'émission types de la méthode Copert4 : CO et NOx (tous types de voitures essence et diesel).....	137
Figure 24 : Structure macroscopique du modèle TREMOVE : modèles et données	138
Figure 25 : Structure détaillée du modèle TREMOVE	138
Figure 26 : Structure globale d'EcoSenseWeb	139
Figure 27 : Cartographie des émissions en Europe (doc. EcoSenseWeb)	140
Figure 28 : Concentrations de polluants (doc. EcoSenseWeb)	140
Figure 30 : Structure macroscopique de la mise en œuvre de la plate-forme RAINS pour la pollution de l'air	142
Figure 31 : Structure macroscopique de l'approche CBA dans le cadre de CAFE	143

Figure 32 : Structure macroscopique de l'approche IEHIA dans le cadre des projets HEIMTSA et INTARESE 144

Liste des tableaux

Tableau 1 : Coûts des dommages pour les PM _{2,5} selon différentes estimations : travaux initiaux HEATCO, Quinet-2013 et Handbook-2014.....	45
Tableau 2 : Coûts des dommages pour les différents polluants selon les méthodologies française et du Handbook-2014	45
Tableau 3 : Facteurs d'émission moyens du trafic routier pour la France, dérivés de la méthodologie Handbook-2014 et des données TREMOVE3.3, coûts au km dérivés (produit du facteur d'émission par le coût d'un g de polluant) , et proportion des polluants dans le coût de 1 km parcouru	45
Tableau 4 : Facteurs d'émission de polluants pour différentes catégories de véhicules selon la méthodologie française et selon différentes estimations (Copert4, TREMOVE / Handbook-2014)	46
Tableau 5 : Coûts de la pollution de l'air pour différentes catégories de véhicules selon les approches française (combustion seulement pour les estimations par catégories EURO) et européenne (coûts combustion + abrasion)	47
Tableau 6 : Facteurs d'émissions moyen des GES en gramme équivalent CO ₂ par véh.km (Source : Handbook 2014).....	50
Tableau 7 : Valeurs de référence de la tonne CO ₂ proposées en Europe	52
Tableau 8: Hypothèses de vitesse par type de voie.....	61
Tableau 9 : Valeurs du coût de la pollution sonore en euros pour le transport routier	65
Tableau 10: Facteurs de pondération du bruit par type de véhicules routiers et de route (Source : Handbook 2008).....	68
Tableau 11: Valeurs de références recommandées pour les effets amont et aval à la circulation (Source : Quinet, 2013).....	70
Tableau 12 : Services écosystémiques impactés par l'infrastructure (I) et par le trafic (T)	75
Tableau 13 : Valeurs préconisées dans le Handbook (2008) pour la VVH (France)	84
Tableau 14 : Valeurs préconisées par le rapport Boiteux I (1994) pour le PVH.....	85
Tableau 15: Valeurs préconisées dans le rapport Boiteux II pour la VVH.....	86
Tableau 16: Valeurs préconisées dans le rapport Quinet pour la VVS.....	88
Tableau 17: Comparaison des méthodologies et valeurs à utiliser	89
Tableau 18 : Surcoûts (en temps ou en €) engendrés par le trafic	93
Tableau 19: Seuils de congestion (Source : Handbook 2014 d'après Dft, 2012)	96
Tableau 20 : VOT de référence en France pour la route (Source : Rapport Quinet, 2013).....	97
Tableau 21 : Coûts (unitaires marginaux d'efficacité) de la congestion pour la France (Handbook-2014, exemple des voitures particulières) et leur intégration sous une hypothèse de distribution des conditions de trafic et coût en référence à la capacité maximale (de la voie).....	100
Tableau 22: Situation de référence - Données quantitatives de la circulation routière (Source: APUR, 2012)	106
Tableau 23: Situation de référence – Données quantitatives d'émissions de polluants (Source : APUR, 2012)	106
Tableau 24: Situation de référence – Données quantitatives sur les accidents de la route (Source : APUR, 2012).....	107
Tableau 25: Nomenclature des véhicules (Source : APUR, 2012).....	108
Tableau 26 : Scénario 3 - Données quantitatives de la circulation routière (Source: APUR, 2012)	108
Tableau 27 : Scénario 3 - Données quantitatives d'émissions de polluants (Source : APUR, 2012)	109
Tableau 28 : Scénario 3 - Données quantitatives sur les accidents de la route (Source : APUR, 2012).....	109

Tableau 29 : Valeurs monétaires de référence	110
Tableau 30 : Évaluation des coûts externes en appliquant le Handbook 2014	111
Tableau 31 : Évaluation des coûts externes en appliquant le rapport Quinet (2013)	112
Tableau 32 : Évaluation des coûts externes en appliquant APUR (2012)	113
Tableau 33 : Comparaison des coûts externes de la situation de référence	114
Tableau 34 : Comparaison du coût externe du scénario 3	116
Tableau 35 : Écart entre les bilans de coût externe de la situation de référence et du scénario 3	118
Tableau 36 : Données de quantification du scénario de référence et vitesses dérivées	120
Tableau 37 : Données de quantification du scénario de référence et facteurs d'émission dérivés et comparaison aux facteurs d'émission tirés de l'inventaire CITEPA et du Handbook-2014	120
Tableau 38 : Quantification du temps gagné dans la scénario ZAPA intra-A86 3* par rapport au scénario de référence, et évaluation relative des poids des externalités environnementales lorsqu'on tient compte ou non temps dans l'évaluation.....	121
Tableau 39 : Évaluation relative des poids des externalités environnementales lorsqu'on tient compte ou non temps dans l'évaluation, dans le bilan global (à gauche) et dans la comparaison des scénarios (à droite)	121
Tableau 40 : Méthodologie de calcul des coûts externes en Europe et en France - Vision d'ensemble par type d'externalités	125
Tableau 41 : Comparaison du bilan de coût externe entre la situation de référence et le scénario 3	129
Tableau 42 : Modèles utilisés par la commission Quinet (2008)	145
Tableau 43 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules particuliers essences	146
Tableau 44 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules particuliers diesel	146
Tableau 45 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules utilitaires légers.....	147
Tableau 46 : Coût marginal du changement climatique pour les bus.....	147
Tableau 47 : Coût marginal du changement climatique pour les poids lourds.....	148
Tableau 48 : Valeurs de référence du coût de la pollution sonore pour l'Europe en € ₂₀₁₀ /1000v,km.....	149
Tableau 49 : Valeurs de référence du coût de la pollution sonore pour le transport routier en France en € ₂₀₁₀ /v,km.....	149

Lexique

Coût d'évitement (Sétra, 2010) : le coût d'évitement correspond au coût des mesures qui peuvent être envisagées pour réduire l'impact des effets non marchands à évaluer :

- coût de la mise en place de murs antibruit pour évaluer le coût des nuisances sonores ;
- coût de l'installation de pots catalytiques sur toutes les voitures neuves pour évaluer le coût de la pollution atmosphérique.

Le coût d'évitement fournit le prix à payer pour éviter les dommages causés par un effet externe ou pour les ramener à un niveau jugé socialement acceptable (seuils réglementaires maximaux). Il permet toutefois de se rendre compte de l'intérêt des mesures d'évitement envisagées : en le comparant au coût des dommages, le bénéfice socio-économique d'une mesure peut être évalué (si le coût d'évitement est supérieur au coût des dommages, la mesure ne se justifie pas d'un point de vue socio-économique).

Coût de réparation (ou de restauration, remplacement) (Sétra, 2010) : Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences révélées : la valeur d'un actif dégradé (détruit) par les effets d'une externalité est directement déterminée par le coût des mesures nécessaires à sa remise en état (à son remplacement). Cette méthode est basée sur la notion de compensation, qui est notamment mise en œuvre pour la destruction des écosystèmes traversés par des infrastructures de transport (reconstitution d'écosystèmes équivalents en surface et en fonction de ceux détruits par exemple).

Eutrophisation : Enrichissement naturel ou artificiel d'une eau en matières nutritives.

Méthodes des préférences déclarées (Sétra, 2010) : Les méthodes de préférences déclarées sont des méthodes de monétarisation basées sur des enquêtes par questionnaire auprès des individus. Ces questionnaires ont pour but de recueillir les déclarations des agents (choix entre diverses options hypothétiques) et d'en déduire le coût qu'ils accordent à certains effets induits par une externalité.

Méthodes de préférences révélées (Sétra, 2010) : Les méthodes de préférences révélées sont des méthodes de monétarisation basées sur l'observation du comportement des individus. Ces comportements révèlent les préférences des individus qui sont ensuite monétarisées par observation (directe ou indirecte) du prix de ces préférences sur les marchés.

Méthodes des prix hédonistes (Sétra, 2010) : Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences révélées par les marchés de l'immobilier (variations des prix du foncier par exemple) et du travail (variations des niveaux de salaire) qui sont les références généralement utilisées dans ce type d'études. L'objectif de la méthode des prix hédonistes consiste à isoler l'influence de l'effet non-marchand à évaluer sur le prix du bien ou du service considéré. Les marchés de l'immobilier ou du travail sont alors utilisés comme substituts aux marchés inexistantes de certains effets non marchands.

La valeur d'un bien immobilier, par exemple, ne dépend pas seulement de ses caractéristiques propres : elle varie aussi en fonction de l'environnement (services à proximité, accessibilité, nuisances, subies, etc.). Par conséquent, toutes autres choses égales par ailleurs, la valeur d'un bien immobilier varie en fonction du niveau d'exposition au bruit ou à la pollution. Cette variation permet d'attribuer un coût à ces nuisances.

Abréviations

CAP	Consentement à Payer
CARE	<i>Community Road Accident Database</i>
CBS	Carte de bruit stratégique
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CH ₄	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COPERT	Computer Program to calculate Emissions from Road Transport
COV	Composés organiques légers/volatils
DAP	Disponibilité à Payer
dB	Décibel
dB(A)	Décibel pondéré des fréquences « A »
EMCC	Efficient Marginal Congestion Cost
ERC	« Eviter, Réduire et Compenser »
ESI	<i>Environmental Ship Index</i>
FE	Facteur d'émissions
GES	Gaz à Effet de Serre
GNV	Gaz naturel pour les véhicules
GPL	Gaz de pétrole liquéfié
GWP	<i>Global warming potentials</i>
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IAM	Integrated Assessment Models
IPA	<i>Impact Pathway Approach</i>
MMCC	Market Marginal Congestion Cost
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Oxyde d'azote
O ₃	Ozone troposphérique
PAH	Hydrocarbures polyaromatiques
PIB	Produit Intérieur Brut
pkm	passager par kilomètre
PL	Poids Lourds
PM	Particule
PPA	Parité de Pouvoir d'Achat
ppm	Particule par million
PRP	Potentiel de réchauffement climatique
PVH	Prix de la Vie Humaine
SO ₂	Dioxyde de soufre
S _x O _x	Oxyde de soufre
SNB	Stratégie Nationale pour la Biodiversité
UE	Union Européenne
UNFCC	United Nations Framework Convention on Climate Change

VOT	<i>Value of Time</i>
VP	Véhicule Particulier
VTTS	<i>Value of Travel Time Savings</i>
VUL	Véhicule Utilitaire Léger
VVH	Valeur de la Vie Humaine
VVS	Valeur de la Vie Statistique
YOLL	Years of lost life

1. Introduction

Contexte de la mission

Le calcul des coûts externes du transport routier fait l'objet de nombreux travaux théoriques et empiriques dont l'objectif est de guider au mieux le décideur public dans ses choix d'investissement. Les études se succèdent et la connaissance s'améliore sur la question des coûts externes générés par le transport routier, mais de nombreuses incertitudes demeurent sur la correspondance entre les dommages générés et leur évaluation monétaire.

L'objet de cette étude est de revisiter l'évaluation monétaire de ces externalités par la méthodologie européenne et la méthodologie française, dont les résultats indiquent que les externalités environnementales du transport routier sont marginales par rapport aux externalités de congestion et d'insécurité. Conséquemment, le poids monétaire accordé aux gains de temps et à l'amélioration de la sécurité dans les évaluations socio-économiques de projets d'infrastructures « écrasent » ceux accordés aux externalités environnementales (pollution atmosphérique, effet de serre, bruit, etc.). Y-a-t-il sous-estimation de la valeur monétaire des externalités environnementales, quelles en sont les causes et comment mieux les prendre en compte dans les méthodologies ?

Le concept de coût externe

Un coût externe « est un coût qui est non supporté par celui qui l'a généré, mais imposé à d'autres utilisateurs. C'est un coût économique dont on ne tient généralement pas compte dans les transactions commerciales ou les décisions prises par les acteurs du marché. » (Parlement européen, 2009¹).

Plus précisément, le coût externe, tel que défini dans la théorie économique² correspond à la différence entre les coûts sociaux et les coûts privés :

- Les coûts privés ou coûts internes, sont la partie des coûts qui est supporté par un agent isolé du fait de son activité ou de sa décision. Ainsi, l'utilisateur du transport prend en charge, par exemple le coût du véhicule, le carburant, l'entretien, etc.
- Les coûts sociaux³ se composent de l'ensemble des coûts générés par le transport et qui sont supportés par d'autres agents n'ayant pas pris part à l'activité de transport. Ils comprennent les coûts internes, les coûts liés à l'usage des infrastructures, les coûts du capital, les coûts de congestion, les coûts des accidents, les coûts liés à l'effet sur la santé et les coûts environnementaux.

En somme, les coûts externes sont les coûts qui ne sont pas pris en charge par les usagers des transports, et subits par le reste de la société. Ces coûts externes, une fois internalisées modifient le comportement de consommation des usagers des moyens de transport.

L'internalisation des coûts externes a pour objet de réintégrer ces effets externes dans le processus de prise de décision de l'utilisateur des transports. La finalité recherchée est donc celle d'une tarification efficace qui

¹ Parlement Européen, 2009, Le calcul des coûts externes dans le secteur des transports, Analyse comparative d'études récentes à la lumière du paquet « Ecologisation des transports » de la Commission, Direction générale des politiques internes, Département thématique B : Politiques structurelles et de cohésion.

² Définition reprise dans le Handbook 2014, mais également au sens de rapport Quinet 2013.

³ Les coûts sociaux sont entendus au sens de la définition de la théorie des externalités. Ils comprennent les coûts environnementaux, les coûts sociaux entendus au sens de l'IPA (les accidents) et les coûts économiques.

enverrait aux usagers une information sur les coûts sociaux générés par leurs usages, information qui les conduiraient à ajuster leur consommation.

Les coûts externes (externalités) du transport routier

Dans le contexte spécifique du transport routier, les coûts externes ou externalités se regroupent en trois grandes catégories de coûts : les coûts environnementaux, les coûts sociaux⁴ et enfin, les coûts économiques. La Figure 1 présente les principaux coûts externes du transport routier qui sont pris en compte au niveau européen et/ou français.

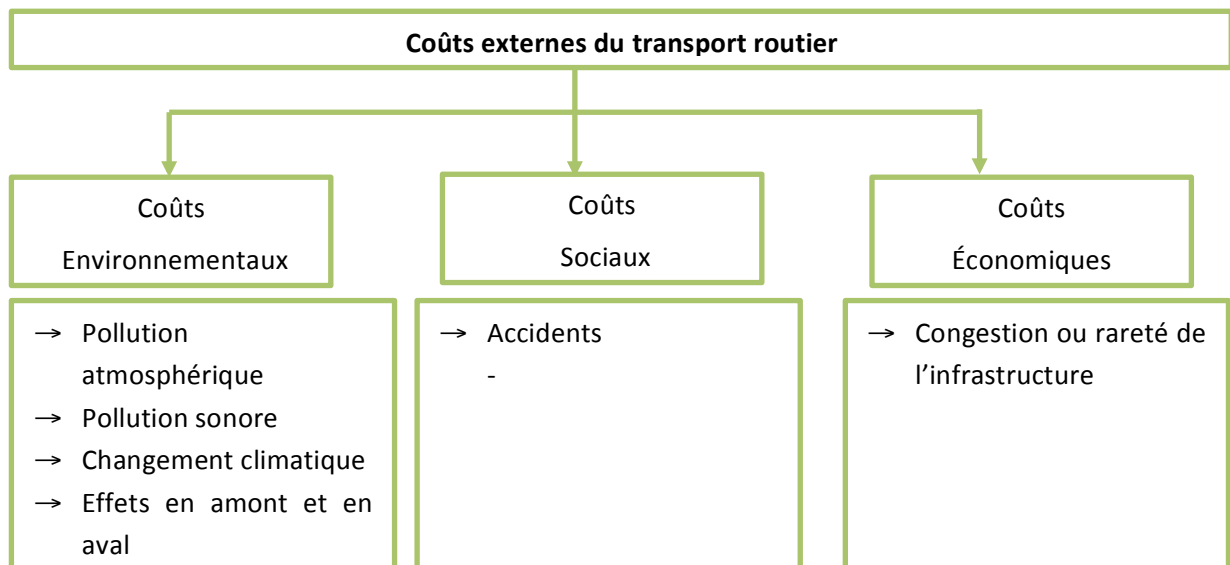


Figure 1 : Principaux coûts externes du transport routier⁵

Le calcul des coûts externes du transport : quelles finalités ?

L'évaluation des coûts externes de transport poursuit deux objectifs principaux, l'évaluation des politiques publiques et l'évaluation de projets publics :

- L'évaluation d'une politique publique s'appuie sur le calcul des coûts externes du transport routier au niveau macroéconomique (e.g. un pays).

⁴ Ici, ces coûts sociaux sont une catégorie des coûts externes du transport routiers, qui prennent en compte spécifiquement les accidents de la route, au même titre que les coûts environnementaux et les coûts économiques. Il ne faut pas les confondre avec la définition générale du coût externe qui utilise les concepts du coût privé (coût supporté par un agent isolé de fait de son activité) et de coût social (coût supporté par d'autres agents n'ayant pas pris part à la réalisation de l'activité).

⁵ Les effets en amont et en aval de l'usage de l'infrastructure prennent en compte trois types d'externalités, celles liées à la production d'énergie et à sa distribution, celles liées à la production de véhicules, leur maintenance et retrait et enfin celles liées à la construction, maintenance et fin de vie de l'infrastructure.

La rareté de l'infrastructure fait référence au fait que l'infrastructure peut être utilisée à des moments et lieux donnés que par un nombre limité d'agents.

- L'évaluation d'un projet public utilise les valeurs monétaires de référence qui en découlent, pour évaluer la rentabilité économique d'un projet d'investissement en infrastructure de transport, par agrégation des coûts et des bénéfices retirés. La monétarisation des externalités permet de réintégrer les coûts et bénéfices non-marchand dans le calcul économique.
- De façon annexe, l'internalisation des coûts externes peut permettre une tarification efficace.

Les méthodologies de calcul des coûts externes

L'évaluation des coûts externes de transport routier demande de mettre en œuvre des méthodologies d'évaluation complexes puisque, par définition, ces coûts externes n'ont pas de valeurs marchandes directes et pourtant, il faut leur en attribuer une afin de les prendre en compte. D'une manière générale, deux types de méthodologies émergent de la littérature scientifique afin d'évaluer les coûts externes :

- Méthodologie de type *top-down* ou descendante qui part de l'ensemble pour aller vers les détails ;
- Méthodologie de type *bottom-up* ou ascendante qui, quant à elle, part des éléments de base pour aller vers un ensemble.

Cette étude permet d'explicitier les méthodologies retenues au niveau européen et au niveau français pour chaque type de coût externe. Dans le même temps, une analyse critique des méthodologies mises en œuvre est menée permettant de fournir des recommandations d'améliorations de ces dernières. Cette étude propose également un cas pratique/d'application à partir d'une analyse réalisée sur la mise en œuvre de l'expérimentation d'une Zone d'Action Prioritaire pour l'Air (ZAPA) en région Île-de-France. Cette analyse permet de mettre en lumière le poids respectif des différentes externalités (congestion exclue) dans le calcul du coût externe total en fonction des méthodologies, et en particulier des valeurs monétaires de référence recommandées en Europe et en France.

Ce rapport s'organise de la manière suivante. La Section 2 présente des généralités sur les méthodologies d'évaluation des coûts externes du transport routier. La Section 3 définit la méthodologie de calcul des coûts externes environnementaux pris en compte par les méthodologies européenne et française (*i.e* la pollution atmosphérique, le changement climatique, la pollution sonore, les effets amont et aval et les autres coûts environnementaux). La méthodologie de calcul des coûts externes sociaux (*i.e.* les accidents) est présentée en Section 4. La Section 5, quant à elle, s'intéresse à la définition de la méthodologie associée au coût externe économique (*i.e.* la congestion). La Section 6 correspond à l'application à l'étude ZAPA en Ile-de-France des différentes valeurs de référence définies au niveau européen et français. Finalement, les recommandations sont décrites dans la Section 7.

2. Méthodologies d'évaluation des coûts externes : généralités

Afin d'explicitier, d'analyser et d'apporter une vision critique sur les méthodologies européenne et française de calcul des coûts externes du transport routier, il est important d'apporter quelques considérations générales sur celles-ci. Ces considérations sont de deux ordres :

- Il s'agit d'identifier précisément les documents qui constituent, décrivent le cœur de la méthodologie. De nombreux documents comportent des éléments de méthodes, mais certains ont plutôt une vocation applicative ou d'actualisation, ou encore adaptent les méthodes auxquelles ils se réfèrent. Par ailleurs, les documents « cœur de la méthodologie » s'appuient sur d'autres travaux qui définissent une partie de l'approche ou des données ou des fonctions qui sont ensuite reprises dans la méthodologie. Par conséquent, il est essentiel d'identifier rigoureusement ces travaux.
- Il convient de préciser les cadres d'application des méthodologies. Ces méthodologies constituent ou proposent un cadre plus ou moins strict d'application. Ils peuvent être prescriptifs ou à l'inverse, comporter des recommandations d'applications de méthodes, de données par défaut (par pays, ou pour l'Europe), et de valeurs guides. Dans ce cas, plusieurs évaluations basées sur la même « méthodologie » peuvent conduire à des résultats différents.

2.1. Documents constituant le cœur de la description des méthodologies et documents annexes

2.1.1. Méthodologie européenne de calcul des coûts externes du transport

Le cœur de la méthodologie européenne est décrit dans les documents suivants qui sont présentés succinctement par ordre chronologique :

- [1] **Handbook 2008** – M. Maibach, C. Schreyer, D. Sutter, H.P. van Essen, B.H. Boon, R. Smokers, A. Schrotten, C. Doll, B. Pawlowska, M. Bak (2008), Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Produced within the study Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT).

Le Handbook 2008 est le premier rapport européen qui estime les coûts externes du transport pour l'ensemble des modes de transport. Il ne se focalise pas uniquement sur le transport routier. Ce Handbook voit le jour à l'initiative de la Commission européenne. Il expose les méthodes scientifiquement reconnues pour calculer les coûts externes du transport et propose des valeurs guides de coûts externes en se basant essentiellement sur des données allemandes. Suite à la publication de ce Handbook, des mises à jour régulières sont publiées sur demande de la Commission européenne.

- [2] **CE Delft (2011b)** – CE Delft/INFRAS, FRAUNHOFER ISI (2011b), External costs of transport in Europe – Update Study for 2008.

CE Delft (2011b) rappelle les grands points méthodologiques du Handbook 2008 et propose une mise à jour, mais surtout une application et actualisation du Handbook précédent pour l'année 2008 et l'Europe des 27 (sauf Malte et Chypre, mais en prenant en compte la Suisse et la Norvège). Quelques adaptations méthodologiques ou des données, fonctions d'entrée sont proposées et/ou dérivées d'autres projets. Ces adaptations méthodologiques ne sont pas majeures. Le Handbook 2008 et le CE Delft (2011b) sont réalisés par les mêmes équipes, ce qui explique, en partie, le peu de différence méthodologique entre ces deux rapports.

- [3] **Becker et al. (2012)** – Becker J., Becker T. et Gerlach J. (2012), Coûts externes de l'automobile – Aperçu des estimations existantes dans l'Union européenne à 27.

Becker et al. (2012) est un document secondaire puisqu'il constitue un cadre d'application (restreint) des approches européennes. Il se réfère essentiellement au document CE Delft (2011b) et propose quelques simplifications méthodologiques. Il ne décrit pas précisément la méthodologie, mais en offre une vue très synthétique et illustre la variabilité des estimations entre les pays européens.

- [4] **Handbook 2014** – Ricardo AEA (2014), Update of the Handbook on External Costs of Transport – Report for the European Commission – DG MOVE. Issue Number 1, 8th January 2014.

Le Handbook 2014 est publié en janvier 2014 par la Commission Européenne en tant que mise à jour du Handbook 2008. Il reprend pour une grande part la méthodologie de 2008, sans nécessairement la décrire à nouveau. En revanche, il explicite les nouveautés (méthodes, données, résultats) à partir des dernières avancées scientifiques concernant l'évaluation des coûts externes du transport depuis six ans.

Finalement, le Handbook 2008 et le Handbook 2014 constituent le cœur de la méthodologie européenne. Lorsque le Handbook 2014 ne propose pas d'éléments de méthodologies, il faut se référer au Handbook 2008. Ces deux documents renvoient cependant à de nombreux autres projets, documents (*e.g.* travaux ExternE, projet NEEDS) sur lesquels certains aspects méthodologiques reposent. Dans la mesure du possible, nous identifions ces documents et apports dans l'analyse détaillée des externalités. Le CE Delft (2011b) a, quant à lui, un statut incertain, variable puisque le Handbook 2014⁶ n'y fait pas explicitement référence dans ses exposés introductifs et généraux. Cependant, lors de l'explicitation d'une externalité en particulier, le Handbook 2014 s'y réfère ou non. Ainsi, CE Delft (2011b) est complètement ignoré de la méthodologie d'évaluation de la pollution de l'air et de la congestion, tandis qu'il constitue une référence pour les accidents, le bruit et le climat par exemple.

⁶ Dans le Handbook 2014, il y a souvent confusion dans les citations entre le CE Delft (2011b) et le CE/INFRAS (2011a) qui traite exclusivement du transport de marchandises.

2.1.2. Méthodologie française

Les Handbooks 2008 et 2014 décrivent la méthodologie européenne ; en France, le rapport Quinet (2013) assure cette fonction.

- [1] **Rapport Quinet (2013)** – Quinet E., Baumstark L. et al. (2013), L'évaluation socioéconomique des investissements publics, Tome 1 & Tome 2. Commissariat général à la stratégie et à la prospective.

Le rapport Quinet (2013) porte sur l'évaluation socioéconomique des projets d'investissements publics, un domaine bien plus large que l'évaluation des coûts externes du transport. Ce rapport met à jour et enrichit la précédente méthodologie d'évaluation socioéconomique des investissements publics présentée dans le rapport Boiteux II (2001) qui était la référence française jusque-là. Le tome 2 du rapport Quinet (2013) comporte les descriptions méthodologiques détaillées sous forme de différentes contributions.

Entre le rapport Boiteux II (2001) et le rapport Quinet (2013), il apparaît une différence méthodologique fondamentale concernant l'évaluation des coûts externes. En effet, le rapport Boiteux II (2001) préconise majoritairement une méthodologie de type *top-down*, tandis que le rapport Quinet (2013) bascule vers une méthodologie de type *bottom-up* afin de s'ajuster sur les avancées scientifiques et méthodologiques exposées dans le Handbook 2008. Finalement, le rapport Quinet (2013) s'inscrit dans le sillage de la méthodologie européenne de 2008 d'évaluation des coûts externes du transport routier et va plus loin sur certains aspects des coûts environnementaux. De fait, le rapport Quinet (2013) se réfère souvent à la méthodologie européenne, en l'occurrence le Handbook 2008, et à certaines révisions du rapport CE Delft (2011b). Concernant spécifiquement l'approche française et les estimations antérieures, il se réfère aux rapports Boiteux I (1994) et Boiteux II (2001) :

- [2] **Boiteux I (1994)** – Boiteux M. (1994), Transports : pour un meilleur choix des investissements. Commissariat général du plan.
- [3] **Boiteux II (2001)** – Boiteux M. (2001), Transports : choix des investissements et coûts des nuisances. Commissariat général du plan, Paris, La Documentation française.

Conclusion : Chaque ouvrage de référence présentant les méthodologies, qu'elle soit européenne ou française, s'appuie sur les ouvrages précédents et intègre les nouvelles connaissances scientifiques.

2.2. Mise en œuvre des méthodologies

2.2.1. Méthodologie européenne

D'une manière générale, la méthodologie européenne (ou Handbook 2014) propose trois approches possibles de l'évaluation, de la mise en œuvre exhaustive des modèles très sophistiqués jusqu'à l'utilisation de valeurs unitaires désagrégées ou agrégées, derrière lesquelles elle définit, recommande ou propose :

- des méthodes - de référence - pour évaluer les coûts externes liés à une activité de transport (*e.g.* routier, ferroviaire, aérien, etc.) ; selon les externalités, celles-ci peuvent inclure :
 - o une méthode de quantification des impacts dits physiques ou dommages (non monétarisés),
 - o une méthode de valorisation (évaluation puis affectation d'un coût unitaire à ces impacts / dommages).

- des données d'entrée (*input values*), parmi lesquelles on peut citer les coûts d'une tonne de polluant, etc., mais aussi et surtout les données nécessaires aux calculs de coûts par unité d'activité. Ces données sont, par exemple, les facteurs d'émission des véhicules (qui peuvent être très désagrégés), et les données (implicites ou explicites) nécessaires à leur élaboration (le trafic, le parc automobile, les vitesses de circulation, le chargement des véhicules, etc.).
- des données unitaires (*unit values*), qui sont déjà des coûts unitaires des dommages exprimés rapportés à une unité d'activité (e.g. véhicule x km, passager x km, tonne x km), qui peuvent également être très désagrégés (catégories détaillées de véhicules). Ces *unit values* sont utiles à la construction de coûts pour une externalité donnée et en conformité avec la méthodologie détaillée de référence.
- des données de sortie (*ouput values*) ou coûts unitaires (*unit costs values*), agrégés et rapportés à une unité d'activité. Ces coûts unitaires sont établis à partir d'une quantification des coûts externes par application de la méthodologie complète sur des jeux de données d'entrée représentatifs (par pays ou au niveau européen), rapportés ensuite à l'unité d'activité (e.g. véhicule x km). Ces coûts unitaires peuvent être établis à un niveau très agrégé (e.g. coûts marginaux par passager x km de la pollution atmosphérique due au transport aérien longue distance) ou selon des catégories très détaillées (e.g. coûts par véhicule x km en zone urbaine d'une voiture Diesel Euro 3, etc.). Ces niveaux de désagrégation varient selon les externalités et selon les modes de transports.

La méthodologie européenne recommande en conséquence trois différentes possibilités d'évaluation des coûts externes selon le niveau de détail recherché, et dont les résultats peuvent a priori différer :

- au premier niveau, la mise en œuvre de la méthodologie détaillée sur les données d'entrée spécifiques d'un cas d'application, y compris ses propres données de valeurs (coûts des dommages), constitue l'évaluation la plus précise des coûts externes. Cette approche nécessite de disposer de modèles à calibrer et des données d'entrée.
- au second niveau, l'utilisation de données d'entrée désagrégées existantes par la technique du transfert de valeurs les plus désagrégées et préétablies à partir de données nationales ou européennes, et combinés avec les données spécifiques descriptives du cas d'application (trafic, etc.) permet une mise en œuvre plus simple de la méthodologie. Ces données d'entrée, transférées à des zones géographiques et des situations de trafic, permettent de calculer des coûts externes basés sur des données spécifiques.
- le troisième niveau s'appuie seulement sur des coûts "prêt à l'emploi" (Ready-to-use) calculés par externalité et par pays et mode de transport, pour une évaluation plus grossière.

Le "bon" niveau d'approche s'apprécie à l'aune d'un rapport coûts/bénéfices et en fonction des moyens disponibles (au sens de la proportionnalité des moyens déployés au regard des résultats à atteindre et pondérée par la finalité des calculs). Le premier niveau requiert de disposer de modèles et des données d'entrée à portée de main ; et le dernier niveau sera utile pour les évaluations plus agrégées et qualitatives.

De plus, si la méthodologie européenne propose un cadre d'évaluation avec méthodes, données d'entrée, coûts unitaires, elle « recommande » (mais ne prescrit pas) des éléments de méthodes et de pratiques, y

compris en ce qui concerne les approches d'évaluation (des dommages) et les méthodes d'estimation de ces dommages.

On notera par ailleurs que le Handbook 2014 n'explicite généralement pas les méthodes d'estimation des dommages lorsqu'il décrit une externalité en particulier (congestion, accidents, pollution atmosphérique, bruit, etc.). Cependant, dans le tableau 2 page 4 ("*Best practice valuation approaches for most cost components*"), le rapport rappelle les principales approches méthodologiques d'estimation des dommages. Ce sont ces approches, héritées du Handbook 2008, qui restent valides pour les estimations des dommages.

Le Handbook 2014 évoque également la prise en compte des tendances économiques sur les coûts des dommages, mais précise que de fait, seule la différenciation entre les pays européens (niveau de vie) est intégrée, et non pas l'évolution temporelle ou prospective des conditions économiques. Cet aspect serait sans doute à intégrer dans les évaluations qui ont le plus souvent un caractère prospectif important.

En conséquence, le Handbook 2014 ne constitue pas une approche absolue ou « prescriptive » de l'évaluation des coûts externes, et il n'est donc pas étonnant que différentes conclusions puissent être tirées des évaluations qui s'appuient sur ce cadre méthodologique, en utilisant diverses options et en l'adaptant.

Conclusion : Par sa relative ouverture, et la possibilité de mettre en œuvre différentes approches possibles de l'évaluation, la méthodologie européenne peut s'avérer un cadre relativement variable de l'évaluation des coûts externes du transport routier. A l'inverse, sa souplesse d'utilisation peut permettre des mises en œuvre mieux adaptées à certaines applications (études locales s'appuyant sur le déploiement de méthodologies très détaillées, études plus macroscopiques utilisant des valeurs de référence préétablies).

2.2.2. Méthodologie française

La méthodologie française (ou rapport Quinet, 2013) a un caractère beaucoup plus prescriptif, puisqu'elle établit des valeurs dites « tutélaires »⁷ à utiliser dans le cadre très strict des évaluations de projets ou d'investissement. Ce caractère prescriptif permet de garantir une certaine reproductibilité ou fiabilité des évaluations. Utilisées en France pour l'évaluation des projets de transport, ces valeurs permettent d'arbitrer entre des scénarios et des options de projets en conservant une cohérence au niveau national.

En revanche, il est vraisemblablement une limite à des évaluations qui s'écarteraient du champ d'application initial (évaluations locales de cas spécifiques, ou à l'inverse, des évaluations même qualitatives, mais ne s'inscrivant pas spécifiquement dans le cadre de l'évaluation socioéconomique d'investissements publics).

⁷ Une valeur tutélaire est une valeur donnée à un bien, marchand ou non marchand, définie par la puissance publique, représentant sa valeur (ou son coût) pour la collectivité et destinée à être utilisée dans les calculs socioéconomiques (Rapport Quinet, 2013).

3. Calcul des coûts externes environnementaux

Les coûts externes environnementaux pris en compte par les méthodologies européennes comme françaises se composent des externalités suivantes :

- La pollution atmosphérique ;
- Le changement climatique ;
- La pollution sonore ou bruit ;
- Les effets amont et aval ;
- Autres effets externes (*e.g.* nature et paysage, pollution de l'eau et du sol, la dépendance énergétique)⁸.

Ce sont strictement les mêmes coûts externes environnementaux qui sont pris en compte dans les deux méthodologies (*i.e.* européenne et française), même s'il peut apparaître certaines différences dans leur traitement méthodologique. Pour chaque coût externe, nous présentons la méthodologie d'évaluation telle qu'elle est recommandée dans les documents méthodologiques européens (Handbook 2008 et Handbook 2014) et français (Quinet, 2013 Tome 1 & Tome 2⁹), ainsi que les éléments critiquables de ces méthodologies.

3.1. Pollution atmosphérique

Les transports émettent un grand nombre de polluants qui contribuent à la pollution atmosphérique, après des processus de dispersion, transformation physico-chimique dans l'atmosphère et en combinaison avec d'autres apports de polluants (autres sources, fond atmosphérique). Il en résulte des concentrations de différents composés chimiques, variables avec les lieux et les conditions climatiques et météorologiques. Cette répartition et variabilité spatiale des concentrations de polluants est à mettre en regard avec la répartition et l'exposition des populations (humaines, animales), des écosystèmes, des cultures, des bâtiments, etc.

La toxicité propre de chacune des substances polluantes peut affecter les populations et milieux, certains groupes d'individus présentant des risques plus élevés (enfants, personnes âgées, etc.). A ces dommages (aux personnes, aux écosystèmes, aux milieux, etc.) correspondent des coûts pour la société (et les individus) qui sont associés à des pertes d'années de vie, des maladies invalidantes, des coûts de soins, des pertes de production, des dégradations de bâtiments, etc.

⁸ Pour ces derniers coûts externes, les guides méthodologiques européen et français proposent avant tout des pistes de recherches pour qu'ils soient pris en compte à terme dans un cadre réglementaire lorsque la recherche scientifique aura avancée et ainsi, qu'un consensus émergera. Néanmoins, nous les exposons dans ce rapport puisque les guides méthodologiques en font tout de même référence malgré le manque de consensus scientifique.

⁹ Le tome 2 du rapport Quinet (2013) est un ensemble de documents spécifiques approfondissant certains aspects en particulier. Nous citerons les documents que nous utilisons effectivement pour la rédaction de ce rapport.

3.1.1. Méthodologie européenne d'évaluation des coûts externes de la pollution de l'air du trafic (Handbook 2014)

3.1.1.1. Description générale

a. Approche

La méthodologie européenne recommande l'utilisation d'une approche détaillée par « chemin d'impact » (*Impact Pathway Approach*) telle que déjà mise en œuvre dans le Handbook 2008 et développée, standardisée antérieurement dans le cadre du projet ExternE (ExternE 2005 ou Bickel et Friedrich, 2005). Cette approche quantifie explicitement les impacts de la pollution de l'air, depuis l'activité polluante jusqu'aux impacts finaux (nombres d'affections, décès, perte de production, etc.), ceux-ci étant ensuite traduits en « dommages » par la valorisation monétaire de ces impacts. Cette chaîne d'impact repose principalement sur la modélisation (couplage de modèles) et identifie en conséquence et plus ou moins explicitement les éléments suivants :

- **l'émission** (quantités) de chacun des polluants (et en amont l'activité des transports, c'est à dire des véhicules x kilomètres) ; les quantités de polluants générées par le trafic sont dérivées de modèles d'émissions qui combinent des facteurs ou fonctions d'émission (typiquement en g/km) par les données d'activité (les distances parcourues). Les facteurs/fonctions d'émission des véhicules sont particulièrement dépendants de leurs motorisations, technologies et réglementations pollution, et en conséquence la composition détaillée du parc automobile en circulation est un élément déterminant de l'estimation des quantités d'émission ;
- **la dispersion** et les éventuelles transformations de ces polluants dans l'atmosphère (modèles de simulation atmosphérique qui combinent les différentes pollutions et la météorologie, à différentes échelles) ;
- **les concentrations** atmosphériques des différents polluants qui en résultent ; on notera ici que certains polluants ont été émis, d'autres se sont transformés (typiquement conversion du NO en NO₂), et d'autres enfin se sont formés au cours de ces transformations (polluants secondaires tels que l'ozone O₃, les aérosols secondaires formés de nitrates, sulfates, etc.). Ces processus sont intégrés dans la phase précédente de simulation atmosphérique ;
- **l'exposition** à ces pollutions (découlant des concentrations de polluants et de leur toxicité) des personnes ou populations (humaines, animales), des matériaux et des milieux (terres agricoles, végétation, etc.) ; l'exposition résulte du croisement des données spatialisées de concentrations de polluants et de répartition des populations et milieux ;
- **les impacts (effets)** qui les affectent (nombres d'affections, décès, perte de production, dégradations, etc.) pour autant que ceux-ci puissent être quantifiés ; ces impacts sont estimés à partir de lois dose-réponse ou concentration-réponse qui, pour une durée d'exposition à un polluant et un niveau de concentration, donnent la probabilité d'affections, de décès, la diminution de production agricole, etc., compte tenu de la toxicité propre d'un polluant (ou d'un ensemble de polluants)
- **les dommages** c'est à dire l'évaluation monétaire directe de ces différents impacts, auxquels doivent être associés au préalable des **coûts unitaires** (coût d'une année de vie perdue, d'une affection cardio-pulmonaire, perte de production, etc.).

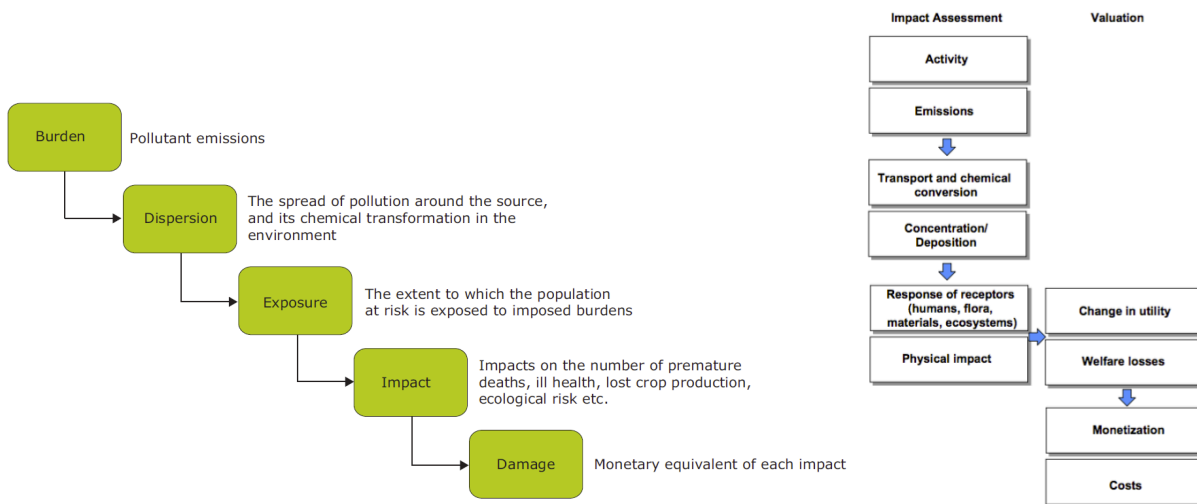


Figure 2 : Schéma de principe et terminologie de la méthodologie européenne Handbook 2014 (à gauche) et Handbook 2008 (à droite)

b. Apports méthodologiques du Handbook-2014

En continuité du Handbook 2008, la révision du Handbook en 2014 suit la même approche, mais l'améliore par une analyse critique et des travaux de mise à jour des méthodes et des données nécessaires :

- mise à jour des facteurs d'émissions des véhicules et des données de composition des parcs automobiles et des flux de trafic (activité des transports) pour les différents pays européens ;
- préconisation de modèles alternatifs de chimie atmosphérique et nouvelles données météorologiques (européennes) : pour la détermination des concentrations des polluants selon les lieux ;
- concernant l'exposition, de nouvelles données spatialisées de répartition des populations, et la prise en compte de travaux sur l'exposition en zone urbaine ;
- concernant les impacts sanitaires, de nouvelles fonctions dose-réponse pour les différents polluants et effets, la prise en compte de toxicités différenciées selon les composants des particules PM (primaires, secondaires, par classe de taille, etc.), et la mise en évidence de risques (affections) non considérés antérieurement ;
- concernant l'évaluation des coûts des dommages (impacts sanitaires), de nouveaux travaux (valeurs de la vie, etc.), et la prise en compte des contextes économiques sur ces coûts des dommages (en fait, la différenciation des pays européens en termes de niveaux de vie).

c. Élaboration de nouvelles valeurs des coûts externes de la pollution de l'air

- Le Handbook-2014 propose donc une série de recommandations méthodologiques et d'utilisation de nouvelles données en continuité ou en rupture avec les travaux précédents.
- Sur la base de ces recommandations, le Handbook-2014 propose une révision des valeurs unitaires des coûts externes de la pollution de l'air. Cependant on notera que pour l'essentiel, cette révision ne repose pas sur les travaux propres du Handbook-2014, mais sur l'utilisation des résultats de projets de recherche antérieurs. Ainsi, on ne développe pas de nouvelles simulations atmosphériques dans le Handbook-2014, ni de travaux sur l'exposition des populations et les effets des concentrations des différents polluants, mais on reprend directement les coûts unitaires marginaux de ces polluants (€/tonne) élaborés dans le projet NEEDS. On intègre de ce fait

l'approche méthodologique et les hypothèses de ce projet antérieur, indépendamment de l'analyse critique et des travaux plus récents.

- Ces coûts unitaires sont ensuite multipliés par les émissions du trafic pour construire les coûts moyens marginaux de la contribution du trafic à la pollution de l'air en Europe et selon les pays.

3.1.1.2. Analyse détaillée de la méthodologie de quantification des impacts et dommages du Handbook-2014

Dans cette section, nous décrivons précisément les éléments de méthodes et données recommandées, ainsi que leur origine, selon qu'il s'agit de nouveautés du Handbook 2014, ou d'éléments hérités du Handbook 2008 et indirectement d'autres travaux antérieurs.

d. « Émissions » (et activités de transport)

- Polluants primaires et secondaires

Les transports routiers contribuent à la pollution atmosphérique par l'émission de plusieurs polluants. Les niveaux d'émissions de quelques polluants sont réglementés par la Directive européenne 2008/50/CE, mais plusieurs autres polluants réglementés ou non sont considérés pour l'estimation des impacts et des coûts des dommages de la pollution atmosphérique

Le Handbook 2014 distingue ainsi les émissions de polluants primaires (organiques, non-organiques, gazeux et particulaires) et les polluants secondaires :

- Les polluants primaires incluent les suies carbonées (*Black carbon*), les oxydes d'azote (NOx) et de Soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils toxiques (COV), en particulier benzène et 1,3-butadiène, certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et métaux lourds.
- Les polluants secondaires sont l'ozone troposphérique (O₃) dont la formation est liée aux COV et NOx, les nitrates et sulfates dérivés des NOx et SO₂.
- De plus, le Handbook 2014 différencie les particules fines PM_{2.5} (l'essentiel des particules primaires de la combustion, ainsi que les particules secondaires nitrates et sulfates) et les particules plus grosses PM₁₀, liées principalement à l'usure des freins, des pneus et usure de l'infrastructure et à la remise en suspension. Pour ces dernières sources (usure, abrasion), les particules sont majoritairement de plus grosses tailles (> PM_{2.5}) et on ne dissocie donc pas les PM_{2.5}.

Remarques :

- Tous les polluants primaires mentionnés ci-dessus peuvent être estimés par les outils de calculs d'émissions des transports, et les polluants secondaires sont généralement traités par les modèles de simulation atmosphérique ; cependant l'évaluation des coûts liés à la pollution de l'air s'appuie généralement sur un ensemble de polluants plus restreint, soit parce que les connaissances et données nécessaires sont fragiles pour certains polluants, soit parce que les effets de ces polluants ont été considérés comme incertains ou négligeables devant d'autres effets prédominants, soit enfin parce que ces effets ne peuvent pas être dissociés de ceux d'autres polluants et qu'il y aurait alors redondance à les comptabiliser.
- Par ailleurs, la logique d'estimation des coûts des dommages liés une activité (ici le trafic routier) conduit à rapporter ces coûts et dommages à l'unité d'activité (typiquement le véhicule x kilomètre) et à la quantité d'émission (tonne de polluants) induite par cette activité. Les effets (sanitaires par exemple) des polluants secondaires doivent donc être intégrés au prorata de la

contribution des trafics en polluants primaires qui en sont les précurseurs. Ainsi les effets sanitaires de la pollution due au NO₂ seront rapportés à l'émission de NO_x, les effets sanitaires de la pollution particulaire (qui ne différencie pas l'origine des particules) sont rapportés aux émissions des particules primaires et des précurseurs des aérosols secondaires.

- Pour ces raisons, les coûts externes de la pollution de l'air ne sont généralement exprimés qu'en fonction d'un nombre restreint de polluants primaires, ceux-ci intégrant les effets des polluants secondaires qui éventuellement en découlent.
- La figure ci-dessous donne ainsi une vision schématique (mais non exhaustive) des principaux polluants pris en compte pour l'évaluation des impacts et dommages des transports à la pollution atmosphérique.

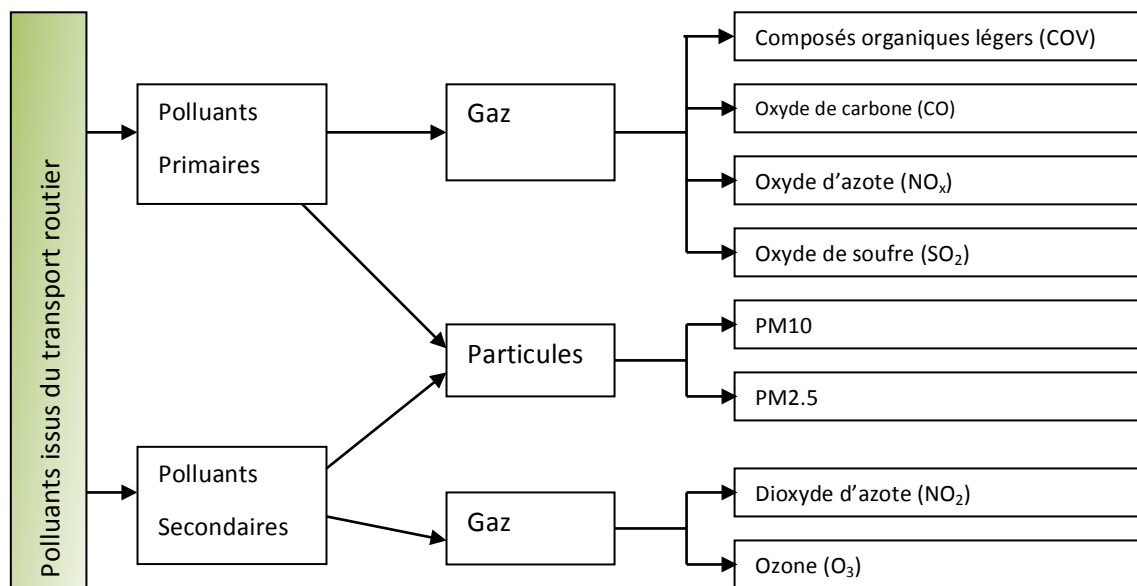


Figure 3 : Polluants du transport routier considérés dans les approches de coûts externes

- Quantification du trafic et des émissions

Concrètement, la quantification des émissions du trafic routier résulte du produit de l'activité de transport (distances parcourues par les véhicules) par des facteurs ou fonctions d'émissions (quantité de polluant par unité de distance) pour chacun des polluants primaires considérés. Le trafic étant composé d'une grande diversité de véhicules dont les niveaux d'émission sont très fortement variables, les facteurs d'émissions sont déclinés par catégories détaillées de véhicules, selon leurs caractéristiques techniques (motorisation, taille, système de dépollution, réglementation en matière de pollution, etc.). La connaissance de la composition de parc automobile est en conséquence un élément déterminant de la quantification des émissions.

Pour l'élaboration de coûts moyens de la pollution de l'air à échelle d'un pays ou de l'Europe, il s'agit donc de quantifier le trafic (et sa répartition sur le territoire), de connaître la composition du parc automobile, et d'appliquer des facteurs d'émissions par catégories de véhicules. Des modèles de trafic à échelle nationale ou européenne permettent de simuler le trafic et les vitesses de circulation sur l'ensemble du réseau routier. Des modèles de calcul des émissions récapitulent l'ensemble des facteurs et fonctions d'émissions et permettent ainsi l'estimation des émissions sur le réseau routier simulé.

- [Apports et recommandations du Handbook-2014](#)

Le Handbook 2014 considère, préconise et actualise les facteurs et données d'émission comme suit :

- pour le transport routier, la méthodologie [COPERT¹⁰4](#) (cf. Annexe ; compte tenu de l'année de publication des travaux, 2014, il peut s'agir de la version 8 ou 9 de COPERT4, mais ce n'est pas précisé). De fait la méthodologie COPERT4 constitue la méthode la plus exhaustive et objet d'un consensus européen, intégrant la plupart des données et connaissances issues des laboratoires de recherche des différents pays, et compilées dans le cadre de groupes de travail sous l'égide de la Commission Européenne et/ou de l'Agence Européenne de l'Environnement. Les autres approches et modèles nationaux (HBEFA en Allemagne, NAEI/LAEI en Grande-Bretagne, etc.) sont également considérés, étant « cohérents » avec COPERT4 au moins au niveau national. Ces différentes méthodologies donnent des facteurs d'émission par catégories détaillées de véhicules selon :
 - o leurs familles (voitures, véhicules utilitaires légers et lourds - camions, bus, autocars – , 2-roues motorisés) ;
 - o leur motorisation (essence, Diesel, etc.) ;
 - o leur réglementation pollution (pré-EURO, puis EURO 1 à 5-6), mises en œuvre au fil des années et conduisant à une sévèrisation des limites réglementaires d'émission des véhicules ou des moteurs, à une évolution des systèmes et techniques de dépollution, et in fine à une diminution significative des émissions réelles des véhicules.
- Ces facteurs d'émission varient par ailleurs selon les conditions de circulation (en particulier la vitesse), la température et le démarrage, la charge du véhicule, etc.
- la base de données [TREMOVE](#) (version 3.3.2¹¹) (cf. Annexe et documentation TREMOVE, datée 2007, de Ceuster et al., 2007) comporte un large ensemble de données décrivant le trafic en Europe et par pays (volumes de trafic, vitesses moyennes et conditions diverses de circulation sur l'ensemble du réseau routier, hypothèses statistiques de chargement, etc.), pour les transports routiers (TREMOVE traite aussi les autres modes de transport). TREMOVE inclut également des statistiques de compositions de parcs automobiles des pays européens, ainsi que la méthodologie de calcul des émissions COPERT4 pour le trafic routier. TREMOVE permet en conséquence de simuler le trafic routier et ses émissions de polluants sur l'ensemble du territoire européen, ce qui en fait une plate-forme très satisfaisante pour la simulation des émissions du trafic réparties sur le territoire, et au-delà pour la prise en compte des coûts liés à la contribution des transports à la pollution atmosphérique.

¹⁰ Computer program to calculate emissions from road transport

¹¹ <http://www.tmlleuven.be/methode/tremove/home.htm>

Remarques :

- REMOVE intègre la méthodologie COPERT4 avec cependant des adaptations et simplifications : modification des catégories de taille des véhicules Diesel et corrections des consommations selon leur taille, correction des consommations et émissions de CO2 avec les années (sur la base des tendances à la baisse observées à l'homologation des véhicules), majoration de 10% des consommations des véhicules pour tenir compte d'un écart entre consommations estimées et consommations réelles, prise en compte de la climatisation, introduction de facteurs d'émissions dérivés d'autres travaux pour les véhicules hybrides, GPL, GNV (non couverts par COPERT4), correction par les caractéristiques des carburants, etc. Ces adaptations constituent sans doute une source de variation par rapport à l'application stricte de la méthodologie COPERT4, mais ne semblent pas devoir nuire à la cohérence de l'approche.
- REMOVE intègre des compositions de parc pour chacun des pays européens. Pour la plupart des pays (dont la France), celles-ci résultent de statistiques compilées dans le cadre du projet européen TRENDS (cf. Annexe) pour l'année 1995, puis de l'application de statistiques des ventes / immatriculations de véhicules pour les années ultérieures (source : ACEA, Assoc. des Constructeurs automobiles européens), et enfin de l'application d'un modèle de parc et de diverses hypothèses génériques (hypothèses de survie des véhicules, répartition par catégories, etc.) pour générer des compositions de parc. Les kilométrages annuels des véhicules reposent sur le projet TRENDS, mais pour la France des données issues du SES (actuellement SOeS) ont été utilisées.
- REMOVE offre en conséquence une approche européenne assez générique de construction de la composition du parc automobile. Ses principes généraux sont assez similaires à ceux mis en œuvre en France (parcs CITEPA ou IFSTTAR). Mais les résultats de REMOVE pour la France peuvent s'écarter des statistiques de parc françaises, qui reposent des lois de survie, hypothèses de kilométrage, etc. spécifiques et ajustées annuellement sur la base des immatriculations détaillées, d'enquêtes de mobilité et sur les parcs, des ventes de carburants, etc. Une comparaison des structures de parc serait utile pour identifier les divergences entre les 2 approches. Cependant les statistiques nationales constituent la référence la plus pertinente pour la France.

e. Estimation des « concentrations de polluants »

Les polluants du trafic subissent différentes transformations physico-chimiques entre le temps et le lieu où ils sont produits (par exemple l'heure de pointe du matin sur un axe à fort trafic) et les lieux et temps où ils affecteront éventuellement les populations, les milieux, etc. (par exemple les rues, lieux d'habitation, etc.). Ces transformations incluent : la dilution des polluants (émis) dans l'atmosphère, le transport avec le vent ou en fonction de gradients de températures (convection), d'éventuelles interactions chimiques avec des composés de l'atmosphère ou d'autres polluants. Généralement, les concentrations de polluants primaires issus du trafic diminuent avec l'éloignement des sources (ici le réseau routier). Mais elles s'ajoutent aux concentrations de polluants issus des autres sources et à celles de la pollution de fond. Les concentrations des polluants secondaires peuvent au contraire être supérieures à distance des sources d'émissions, selon le contexte (température, présence d'autres composés chimiques, etc.), favorable ou non à leur formation.

Les modèles de simulation atmosphérique traitent les émissions de polluants primaires des différentes sources, les apports régionaux et la pollution de fond, et calculent les concentrations résultantes (polluants primaires et secondaires) en tout point d'un territoire et à chaque heure, en fonction de la météorologie et des conditions topographiques, de l'habitat, de l'occupation des sols, etc. Selon leur degré de sophistication, ces modèles intègrent plus ou moins les transformations chimiques qui peuvent être extrêmement complexes.

Ce sont ces outils qui permettent de déterminer les concentrations des polluants en différents points d'un territoire et à chaque période, et de quantifier la contribution du trafic à ces concentrations selon sa répartition et ses émissions sur le réseau routier. On établit ainsi une cartographie spatio-temporelle des concentrations de polluants (qui se trouvent localement en interaction avec les populations, les milieux, les cultures, etc. qu'elles peuvent affecter selon leur toxicité et la durée de l'exposition).

- *Apports et recommandations du Handbook-2014*

Le Handbook 2014 propose une analyse critique des différentes approches d'estimation des concentrations de polluants et des modèles de simulations atmosphériques, développés ou mis en œuvre dans différents projets (on trouvera en Annexe quelques éléments explicitant ces modèles et les projets) :

- le Handbook 2008 reposait sur 2 principales approches relativement simplifiées : le modèle *EcoSense* (travaux du projet HEATCO, cf. Annexe) qui combine un modèle de simulation atmosphérique local (ISC-USEPA) et un modèle régional (WTM) d'une part, et l'approche RAINS/GAINS (projet CAFE CBA) d'autre part ;
- dans le cadre du projet NEEDS (Preiss et Klotz, 2007), le modèle EcoSense a été amélioré (EcoSenseWeb) par l'utilisation du modèle de dispersion EMEP/MSC-West eulérien régional ;
- D'autres travaux (Brandt et al., 2010) ont proposé un ensemble (modèle danois EVA) intégrant un modèle de chimie atmosphérique non linéaire (modèle eulérien DEHM) qui présente, selon les auteurs, des avantages sur les approches précédentes, mais ce modèle est cependant combiné à un modèle local (OML) tout aussi dépassé que ISC-USEPA (cf. Annexe). Ces travaux ont permis d'établir des coûts marginaux externes de la pollution de l'air pour différents types de véhicules (camions et bus) différenciés par type de voies du réseau routier.

Les auteurs du Handbook 2014 concluent en conséquence qu'il est difficile de préconiser un modèle atmosphérique pour toutes les applications, mais mettent en avant la nécessité première de qualité des données météorologiques. De ce point de vue, l'approche EVA semble la plus robuste, car reposant sur le modèle météorologique MM5v3 qui donne les champs météorologiques horaires, tandis que les approches simplifiées (EcoSenseWeb et RAINS/GAINS) appliquent une météorologie moyenne annuelle et ne rendent en conséquence pas compte de la variabilité du transport des polluants due aux variations météorologiques.

- *Mise en œuvre dans le cadre du Handbook*

Il n'y a pas eu de mise en œuvre de tels modèles de simulation atmosphérique dans le cadre des travaux du Handbook-2014. Le Handbook-2014 utilise en fait directement les coûts des dommages dus à la pollution de l'air, générés à partir du modèle EcoSense (mis à jour) dans le cadre du projet NEEDS. La méthodologie employée est assez complexe, mais l'approche est grosso-modo la suivante :

- le modèle EcoSense intègre 3 modèles de dispersion :
 - o un modèle gaussien (ISC ancien et dépassé) pour traiter de la dispersion des particules à échelle locale et estimer leurs concentrations (résolution de 10 x 10 km), mais ce modèle n'est utilisé que pour les émissions des centrales de production énergétique ;
 - o un modèle Eulerien régional qui permet d'estimer les concentrations des polluants primaires et secondaires sur une matrice de points récepteurs pour chaque maille de 50 x 50 km ;
 - o un modèle intercontinental (hémisphère nord) qui tient compte des transports de pollution vers et hors Europe, et permet d'estimer les concentrations des polluants sur une matrice de points récepteurs au pas de 100 x 100 km.
 - o Chacun des modèles utilise les données météorologiques aux échelles appropriées.
- Le modèle EcoSense est d'abord utilisé sur plusieurs scénarios de référence, tenant compte de l'ensemble des émissions des différents secteurs d'activités et de leur répartition sur les territoires (années 2010 et 2020), ainsi que des données météorologiques d'années types (1996, 1997, 1998, 2000 et 2003), et des imports intercontinentaux ;
- Les polluants primaires considérés sont NH₂, NO_x, COV non-méthaniques, PM coarse (PM₁₀), PM_{2.5}, SO₂, ainsi que des métaux lourds As, Cd, Cr, Ni, Pb), formaldéhyde et dioxines.
- On détermine ainsi les concentrations en chaque point récepteur du territoire européen, des polluants primaires (particules PM_{2.5} et PM₁₀, oxydes d'azote, etc.), ainsi que des polluants secondaires suivants : nitrates et sulfates d'ammonium (particules < 2.5µm et 2.5 - 10 µm), dépôts (secs et humides) de composés d'oxydes d'azote, d'ammoniac et soufrés, sulfates, aérosols inorganiques secondaires, etc.
- Le modèle a ensuite été utilisé de manière paramétrique, pour simuler indépendamment l'impact de d'une réduction de 15% de l'émission de chacun des polluants primaires en une sous-région donnée ; on mesure ainsi la variation de concentrations des différents polluants primaires et secondaires sur l'ensemble du territoire.
- Chaque maille (50 x 50 km) est par ailleurs décrite par sa population, l'occupation des sols (cultures), et l'inventaire des matériaux de construction ;
- Des fonctions dose-réponse (Concentration Response functions CRF) ont été associées à chacun des effets (sanitaires, impacts sur les matériaux de construction et sur les cultures) de chacun des polluants.
 - o Pour les risques sanitaires, ces fonctions associent une hausse de concentration à des impacts « physiques » (nombres d'années de vie perdues, de jours d'inactivités, de cas d'affections, etc.) ainsi que leur valeur monétaire unitaire (par exemple, une hausse de concentration des PM_{2.5} primaires ou secondaires de 1 µg/m³, augmente le risque de décès anticipé d'une année de $6,5 \times 10^{-4}$, et le coût de cette année perdue est de 40,000€) ; les CRF associées aux PM_{2.5} et PM₁₀, à l'ozone (qui constituent les effets sanitaires prédominants), ainsi qu'aux polluants cancérigènes (benzène, benzo-a-pyrène, As, Cd, Cr, Ni...) sont proposées.
 - o Pour les matériaux et les cultures, des CRF sont proposés pour les polluants les altérant (SO₂, l'ozone, dépôts acides, etc.), ainsi que des valeurs monétaires des dégradations et pertes.
- En conséquence, l'intégration des variations de concentrations sur le territoire, au prorata des populations ou des superficies (cultures), et des CRF associées permet de quantifier les effets directs et indirects et leur valeur monétaire, correspondant à une quantité unitaire d'émission.

- Un classeur Excel du projet NEEDS intègre l'ensemble des résultats des simulations paramétriques précédentes, et donne pour une année et une région et pour chacun des polluants primaires considérés, la valeur marginale des dommages induit par une variation de l'émission.
- NB : il s'agit bien d'une valeur marginale puisqu'elle résulte d'une variation autour d'une situation de référence existante (niveaux moyens de pollution actuels).

Le Handbook-2014 intègre en conséquence directement les hypothèses et résultats de la simulation par EcoSense sur l'Europe et pour l'année 2010.

f. Prise en compte des expositions

Dans l'approche d'élaboration des coûts moyens des dommages liés à la pollution atmosphérique, on ne cherche pas à déterminer précisément les expositions des individus à la pollution. On a déterminé des niveaux de moyens de concentrations de polluants sur une matrice de points du territoire (points récepteurs) pour une situation de référence, ainsi que l'influence d'une variation de l'émission sur ces concentrations. On associe ainsi une quantité d'émission (polluant primaire) à une variation de concentration des polluants primaires et secondaires par rapport à leur niveau dans la situation de référence, et au travers des CRF, les coûts des dommages qui en résultent. La seule connaissance des émissions permet donc de monétariser les dommages.

Cependant cette relation est établie à partir de modèles régionaux à échelle relativement large (50 x 50 km). Dans ces mailles, les populations et activités (et en particulier le trafic) ne sont pas réparties de manière homogène, mais sont au contraire en relative proximité. L'approche régionale de la pollution reste valide pour les pollutions « de fond », mais ne l'est pas pour les polluants dont l'impact est de proximité. C'est le cas de la pollution particulaire par exemple.

- *Apports et recommandations du Handbook-2014*

Pour les pollutions locales (ou de proximité des sources), le Handbook-2014 recommande de différencier au minimum les évaluations selon la densité de population (impacts ou dommages plus élevés là où il y a des densités importantes de populations à proximité du trafic).

Dans le Handbook 2008, les effets de la pollution de l'air sont différenciés selon les zones urbaines et non-urbaines, avec cependant une approche qualifiée d'« incertaine » ou insuffisamment documentée par les auteurs du Handbook-2014. Par ailleurs, les coûts spécifiques nationaux (de la pollution de l'air) établis par Brandt et al. (2010) ne sont basés que sur des valeurs moyennes de densité, et de même le projet NEEDS n'a évalué que des valeurs de dommage moyennes (par région, sans prise en compte de pollutions aggravées dans les zones denses).

Le Handbook 2014 recommande en conséquence de produire des valeurs d'impact différenciées urbain / rural, en s'appuyant sur les données de densité de population disponibles dans EUROSTAT (région NUTS3¹²), et propose des fonctions linéaires de corrections des coûts externes moyens (nationaux) selon la densité des lieux. Ces corrections selon la densité ne concernent cependant que la pollution particulaire pour ses effets sanitaires et sur les cultures, et on observe que les valeurs résultantes sont assez peu différenciées (urbain/rural, ou urbain, suburbain, autoroutier, rural).

NB : Des analyses régionalisées voire locales des coûts de la pollution de l'air sont possibles, en tenant compte corrections de densité évoquées, mais les coûts liés aux autres polluants restent ceux établis çà une

¹² *Nomenclature of Territorial Units for Statistics*. Le niveau 3 correspond aux départements pour la France.

échelle nationale (ou européenne). Elles peuvent également résulter d'une mise en œuvre spécifique de l'outil EcoSenseWeb du projet NEEDS.

g. Effets sanitaires

On a vu précédemment comment les effets sanitaires sont associés aux variations de concentrations des polluants au travers de lois concentrations-réponses dans le cadre du projet NEEDS. Ces mêmes relations se retrouvent dans le Handbook-2014.

Le Handbook-2014 propose cependant une analyse critique des approches et travaux récents.

- *Analyse critique des effets sanitaires*

Les effets sanitaires de la pollution atmosphérique semblent sujets à une grande latitude d'interprétation. Le Handbook 2014 tente d'abord de préciser l'approche antérieure du Handbook 2008.

Le Handbook 2008 repose sur deux principaux travaux : *HEATCO 2006 et CAFE-CBA 2005* (cf. Annexe). Ceux-ci, utilisant de fait les résultats des projets ExternE (Bickel et Friedrich, 2005), considèrent les effets liés à l'exposition aux PM (au sens large des particules primaires et secondaires, selon 2 classes de taille PM2.5 et PM10, sans distinguer leur nature et origine) et à l'ozone : bronchites chroniques, admissions hospitalières respiratoires et cardio-vasculaires, journées d'activité restreinte et de problèmes respiratoires. CAFE différencie ces mêmes effets selon un ensemble « cœur » des fonctions les plus robustes tandis que les autres effets ne seraient considérés qu'au titre de l'analyse de sensibilité (c'est à dire qu'on ne les considère que pour observer si leur prise en compte influencerait de beaucoup les estimations, auquel cas, il y aurait lieu d'y prêter attention) . Les deux sources considèrent la mortalité chronique (exposition long-terme) liée aux particules et la mortalité aigue liée à l'ozone (exposition court-terme). Enfin les deux sources considèrent des groupes ou populations à risque : enfants, adultes (15-65 ans), et seniors, avec cependant quelques différences de quantification des effets (par rapport au groupe concerné ou à la population globale, etc.). CAFE évalue aussi la mortalité des nourrissons à l'exposition aux PM. Les deux études diffèrent finalement quant à l'évaluation monétaire de la mortalité : en années perdues (YOLL pour *years of lost life*, dans HEATCO), tandis que CAFE utilisait également la valeur statistique de la vie (VSL).

Au-delà de cette clarification, le Handbook 2014 s'appuie sur les deux études précédentes complétées par une douzaine de travaux plus récents (issus d'une revue des impacts sanitaires par les projets européens *HEIMTSA et INTARESE* (Hunt et al., 2011, cf. Annexe) dont les résultats - fonctions dose-réponses et mise à jour de la valorisation des impacts sanitaires finaux - sont disponibles sur la plate-forme IEHIAS¹³) pour proposer son cadre méthodologique. Celui-ci inclut une trentaine d'effets (chroniques et aigus de mortalité ou morbidité), affectant les quatre groupes de population évoqués précédemment (nourrissons, enfants, adultes et seniors) , et liés aux polluants primaires (PM10, PM2.5, NO2, SO2, CO, HAP, métaux As, Cd, Cr-VI, Ni, Hg, Pb) et secondaires (ozone, dérivé de NOx et COV, nitrates et sulfates particuliers dérivés de NOx et SO2).

¹³ <http://www.integrated-assessment.eu>

Comme pour CAFE-CBA, on recommande d'inclure dans les évaluations un ensemble « cœur » de 12 fonctions pour lesquels les effets sur la santé sont bien établis, et de considérer certains des autres effets pour l'analyse de sensibilité. Les 12 effets « cœur » retenus sont respectivement :

- liés aux particules : la mortalité chronique toutes causes pour les adultes et les nourrissons, ainsi que la morbidité (aigüe et chronique) respiratoire et cardio-pulmonaire adulte (les effets sur les enfants ne sont donc pas retenus) ; (remarque : ces effets sont différenciés selon la taille des particules dans les travaux NEEDS)
- liés à l'ozone : la mortalité aigüe toutes causes et la morbidité aigüe respiratoire, sur l'ensemble de la population
- liés aux nitrates et sulfates (particules secondaires) : la mortalité chronique toutes causes et la morbidité chronique respiratoire et cardiovasculaire sur l'ensemble de la population.

Remarques :

- aucun effet lié aux polluants primaires NO₂, SO₂ n'est retenu par Handbook-2014, mais les effets liés aux polluants secondaires dérivés (nitrates, sulfates, ozone) sont bien pris en compte
- aucun effet lié aux polluants primaires HAP, métaux n'est retenu par Handbook-2014 ;
- les effets morbidité cancérogène liés aux particules, HAP, métaux lourds sont proposés en sensibilité (certains sont proposés et quantifiés dans NEEDS - EcoSense)
- il serait intéressant de confronter ces recommandations avec des études plus récentes sur les impacts sanitaires, ce domaine étant en évolution assez forte.

Le Handbook 2014 observe par ailleurs que :

- « la plupart des estimations européennes et nationales » utilisent les fonctions doses-réponses tirées ou adaptées du projet ExterneE, c'est à dire déjà anciennes ; à l'inverse on déplore le peu de travaux qui viseraient à renouveler ces fonctions, en raison de la complexité de la recherche à mener.
- les révisions HEIMTSA et INTARESE conduisent à une augmentation significative des risques de bronchites chroniques (22% au lieu de 7% pour 10µg/m³) et à une faible réduction du risque d'hospitalisation pour cause respiratoire. Handbook-2014 recommande ces nouvelles estimations.
- on ne retient pas le calcul assez arbitraire proposé dans ExterneE, d'une toxicité spécifique des PM des véhicules (1,5 x la toxicité des PM_{2.5} des autres sources) et de la toxicité des particules secondaires (0,5 x la toxicité des PM₁₀).
- Handbook-2014 propose plutôt que toutes les particules à l'échappement des véhicules soient considérées avec la toxicité des PM_{2.5}, et que cette toxicité est commune à celles des autres sources (mêmes effets des PM_{2.5} du trafic que de celles liées à la production thermique par exemple). Il est précisé également que les particules non-échappement mais de taille PM_{2.5} sont également considérées avec cette même toxicité.

Remarque : ce dernier point serait sans doute à considérer car, 1- il est vraisemblable que les émissions de particules du trafic aient certaines spécificités en terme d'impact sanitaire, 2- les particules non-échappement PM₁₀ semblent avoir disparu dans cette approche, 3- des effets sanitaires différenciés semblent être observés entre PM_{2.5} (mortalité chronique des adultes, etc.) et PM₁₀ (mortalité infantile, affections cardiovasculaire et respiratoires) dans le projet NEEDS.

3.1.1.3. Méthodologies de monétarisation des dommages sanitaires

En ce qui concerne la pollution de l'air, le Handbook 2014 ne préconise pas de méthodes d'estimation des coûts des dommages, mais recommande l'utilisation de valeurs unitaires dérivées de différents travaux, recommandations qui peuvent être récapitulées comme suit :

- Morbidité : utilisation des valeurs « centrales » établies lors de l'étude de cas commune aux projets HEIMTSA et INTARESE (Hunt et al., 2011), les estimations hautes et basses pouvant être utilisées pour l'analyse de sensibilité. On note que ces travaux (basés sur une enquête de préférences déclarées) permettent désormais de tenir compte des crises d'asthme, bronchites chroniques, et maladies obstructives pulmonaires, pour lesquelles aucune données antérieures n'existaient, et que les valeurs pour les bronchites chroniques sont trois fois plus faibles que celles recommandées antérieurement par ExternE. Ainsi par exemple, une bronchite chronique est évaluée à 60,000€, une hospitalisation (cardiaque ou respiratoire) vaut 2900€, une journée de travail perdue 441€, etc.
- Mortalité chronique : Le Handbook 2014 recommande la prise en compte des valeurs moyennes de l'année de vie (VOLY) établies à partir d'une méta-analyse sur 9 pays (Desaigues et al., 2011) dans le cadre du projet NEEDS, valeurs qui constituent l'estimation la plus récente pour la zone EU-25. Ces valeurs sont inférieures à celles utilisées dans ExternE, sans doute du fait d'une couverture géographique plus large incluant des pays moins riches dans l'enquête. La correction des valeurs par le PIB par habitant et l'inclusion de l'ensemble des pays membres permettent donc de fixer une valeur de 43 000€ (de 27 à 130 000€) pour 2010.
- Mortalité aigue : Le Handbook 2014 préconise l'utilisation de la valeur statistique de la vie (VSL) établie le plus récemment dans le cadre des projets HEIMTSA et INTARESE (Hunt et al., 2011), pour l'Europe (1 650 000€ en 2010).

Les estimations du coût de la vie (VOLY et VSL) étant basées sur des consentements à payer sont de fait hautement variables d'un pays à l'autre. Pour des raisons éthiques, le Handbook 2014 préconise de ne considérer que les estimations à échelles européennes et non les estimations nationales.

Une présentation plus large de la valeur de la vie statistique est établie en Section 4.3 Monétarisation des dommages des accidents de la route.

Remarque :

Il semblerait que les révisions proposées dans le Handbook-2014 aillent (souvent) dans le sens d'une diminution des coûts. Cependant, il faudrait disposer d'une comparaison des estimations par rapport au Handbook-2008 voire si possible par rapport à ExternE, sur une base commune, pour apprécier cette évolution.

3.1.1.4. Coûts unitaires des dommages par quantité de polluants

Pour récapituler ou intégrer l'ensemble de la démarche méthodologique et des hypothèses sous-jacentes, le Handbook 2014 (comme le Handbook 2008) propose des estimations de coûts des dommages par tonne de chacun des différents polluants (ceux inclus dans l'approche).

Les conditions précises de l'élaboration de ces estimations doivent être spécifiées :

- Comme cela a été précisé plus haut, ce sont les coûts des dommages établis dans le cadre du projet NEEDS (Preiss et al., 2008) qui sont utilisés, établis à partir de la modélisation EcoSense (version améliorée par un modèle eulérien), dont la version initiale avait été développée et utilisée dans HEATCO.
- Ces estimations sont retenues en raison de plusieurs avantages :
 - o elles couvrent l'ensemble des territoires maritimes de l'Europe ;
 - o elles sont fortement corrélées à celles de Brandt et al. (2010) (considérées comme moins exhaustives).
- Ces estimations ne couvrent pas seulement les effets sanitaires (estimés à 90% du total), mais les effets de NOx et SO2 (mais pas d'autres polluants semble-t-il) sur les matériaux (bâtiments), sur la biodiversité et sur les productions agricoles.
- Ces estimations sont établies pour chacun des états membres, sur la base du nombre de personnes exposées par pays, mais ne considèrent qu'un coût moyen européen des effets sanitaires. Pour les particules, les estimations sont différenciées selon les milieux (urbain, suburbain, rural) en raison de densités de population et expositions différentes.

Le Handbook 2014 propose ainsi des coûts des dommages induits par une tonne de PM2.5, NOx, NMVOC, SO2, selon qu'elle est produite sur les territoires (habités) proche du sol, ainsi qu'en zone maritime. Les coûts des dommages « terrestres » sont déclinés par pays et par milieu (pour PM), ceux des dommages « maritimes » sont déclinés selon les mers et océans. On pourra se reporter au rapport Handbook-2014 pour les valeurs relatives à ces aspects.

3.1.1.5. Coûts unitaires moyens par distance parcourue

L'élaboration de valeurs unitaires (selon les pays, par unité de transport, par catégories de véhicules et déclinaisons technologiques) nécessite au préalable la quantification des trafics et de leurs émissions selon les parcs automobiles sur l'ensemble du territoire, dont on déduira des coûts totaux liés à la pollution de l'air à partir des coûts à la tonne de polluant. On en déduira des valeurs moyennes par kilomètres, agrégées ou détaillées par catégories de véhicules en rapportant les coûts totaux aux distances correspondantes.

On a vu précédemment les méthodologies de calcul des émissions recommandées par le Handbook 2014 (COPERT4 ou équivalent pour le transport routier). Il est précisé ici que les vitesses de circulation (selon les milieux et les catégories de véhicules) sont des données d'entrée explicites des calculs des émissions par catégories de véhicules et qu'il convient d'utiliser des valeurs « représentatives ». En référence aux travaux de EEA (2013) sur les camions et autobus (incluant sans doute les autobus urbains et autocars), on donne les valeurs suivantes : 35km/h en urbain/suburbain, 55km/h en interurbain, et 80km/h sur autoroute. Les vitesses des autres véhicules ne sont pas discutées, car elles sont définies par la modélisation du trafic dans TREMOVE. Les autres données relatives aux facteurs d'émission et hypothèses de calcul d'émission sont documentées dans les rapports méthodologiques COPERT ou TREMOVE.

Remarques :

- Les valeurs de vitesse urbaines semblent cependant élevées en particulier pour des autobus (généralement inférieures à 20 km/h en urbain).
- Pour les autres véhicules ne sont pas aisément vérifiables, TREMOVE tire les vitesses des courbes de congestion (débit - vitesse) du projet SCENES, à partir de vitesses « fluides » selon le type et la capacité de la route, et différencie très faiblement les vitesses selon les heures de pointe et les heures creuses (corrections de 3 à 10% selon les routes). Nous aurions donc plutôt des vitesses

variant faiblement autour d'une vitesse « sans charge » (vitesse limite). Les vitesses urbaines pourraient donc être également surestimées par cette approche (tandis que celles en interurbain et rural sont moins sensibles à la congestion).

- Des valeurs non appropriées / trop élevées des vitesses en zone urbaine peuvent induire une sous-estimation de l'émission de la plupart des polluants

3.1.1.6. Coûts (externes) agrégés proposés par le Handbook 2014

Sur la base des coûts unitaires et des facteurs d'émission recensés en section précédente, le Handbook 2014 compile et propose des coûts de la pollution de l'air par « unité de transport », en fait :

- par véhicule x km pour les voitures particulières, véhicules utilitaires légers et camions, autobus et autocars ; ces coûts sont donnés par catégories détaillées de véhicules (par carburant Essence - Diesel, par classe de cylindrée pour les voitures, et classes de poids (PTAC) pour les camions, par catégories de bus/cars midi, standard et articulé, et, pour chacune des sous-catégories de véhicules, par niveaux de réglementation de pré-EURO à EURO6) ;
- par tonne x km ou passager x km pour les autres modes de transports, complétés cependant des estimations par « train x km », « bateau/navire x km » et par cycle LTO des opérations au sol des avions. Ces estimations s'appuient notamment sur des hypothèses de longueurs représentatives des trajets et de chargements moyens des convois ou navires.

Pour les transports routiers,

- les facteurs d'émission sont ceux de TREMOVE (version 3.3.2), sauf NOx mis à jour récemment et pris directement de COPERT4, et complétés pour EURO6 par le Guidebook EMEP/EEA (2009, révision de 2012) ; les facteurs d'émission des camions et bus sont les fonctions Excel dérivées également de EMEP/EEA 2012 (communes à COPERT4)
- les vitesses des camions et bus sont prises comme spécifiées précédemment (35km/h en urbain/suburbain, 55km/h en interurbain, et 80km/h sur autoroute) ; on suppose de plus un chargement à 100% des camions (hypothèse rarement prise en compte dans les calculs d'émissions), mais une pente nulle de la route (hypothèse la plus fréquemment utilisée).
- Les émissions PM2.5 non-échappement sont tirées du Guidebook EMEP/EEA (2009b). Les coûts des dommages associés sont les mêmes que ceux utilisés pour les émissions à l'échappement (cf. ci-dessus).
- Les hypothèses de densité de population sont les suivantes : 1500 hab./km² en urbain, 300 en suburbain, et moins de 150 en rural.

3.1.1.7. Récapitulatif et éléments d'analyse critique de l'approche Handbook 2014 pour la pollution de l'air

Nous récapitulons ci-après l'« ossature » de l'approche Handbook-2014, c'est-à-dire les principaux outils et éléments de méthodologies employés ou recommandés. Au-delà de cette « synthèse » donnant les grandes lignes de l'approche Handbook-2014, nous discutons ci-après différents aspects de cette méthodologie et de sa mise en œuvre et en quoi certains de ces aspects peuvent apparaître comme discutables.

a. Synthèse de la démarche

En conclusion, le Handbook 2014 recommande ou utilise pour le transport routier :

- La méthodologie de calcul des émissions COPERT4 ou équivalent ;
- Le modèle EcoSense (amélioré) combinant plusieurs modèles de simulations atmosphériques à différentes échelles, et intégrant des fonctions concentrations - réponses (projet NEEDS), pour approcher les concentrations et expositions sur des bases statistiques annuelles, avec de bonnes données météorologiques, et si possible d'autres outils permettant une meilleure approche de la variabilité spatiale et temporelle ;
- 30 effets sanitaires potentiels associés aux polluants primaires PM_{2.5}, PM₁₀, (BC), NO_x, SO₂, CO, (certains COV), HAP métaux lourds, ainsi qu'aux polluants secondaires O₃, nitrates et sulfates. Cependant, 12 effets sont retenus comme cœur de l'évaluation, avec des valeurs centrales, les intervalles de confiances et autres effets étant proposés pour l'analyse de sensibilité ;
- à la suite d'ExternE, les fonctions de risques sanitaires (dose-réponse) largement actualisées et remises en cause, par les projets HEIMTSA - INTARESE, NEEDS qui conduisent à réviser assez fortement les anciennes estimations ;
- le Handbook 2014 ne propose pas de méthode de monétarisation de ces effets, mais s'en remet également aux coûts des dommages sanitaires actualisés, par les projets HEIMTSA - INTARESE, NEEDS (révision également forte des anciennes estimations).

Et pour l'élaboration de valeurs unitaires européennes,

- l'application du modèle TREMOVE qui intègre l'essentiel du calcul des émissions des modes routiers (méthodologie COPERT4), la simulation du trafic en Europe ainsi que des compositions de parcs pour chacun des pays.

b. De l'utilisation des méthodologies détaillées aux coûts externes agrégés

Le Handbook-2014 établit un état de l'art précis des méthodologies complexes à mettre en œuvre pour réaliser une étude d'impact complète (des sources aux effets et estimation monétaire des dommages). Cependant, il semble peu plausible que des évaluations déployant l'ensemble de ces méthodologies soient réalisées. Dans le meilleur des cas, un bureau d'étude devant réaliser ce type de travaux en France utilisera les outils disponibles (et non ceux recommandés par le Handbook-2014, qui reste d'ailleurs très flexible sur le choix des outils). Dans le cas le plus fréquent, il est vraisemblable que la méthodologie complète ne puisse être mise en œuvre et que l'on s'en tienne :

- à l'utilisation des « valeurs unitaires » des dommages par unité de quantité de polluants, conjointement à un calcul plus ou moins détaillé des émissions du transport,
- ou encore à l'utilisation des coûts externes par unité de distance ou de transport, par catégories détaillées de véhicules (couplées à une quantification du trafic et le recours à un modèle de parc),
- ou encore à l'utilisation des coûts externes par unité de transport, agrégés par modes de transport.

Il est donc vraisemblable que - dans la majorité des cas -, on se retrouve dans une configuration assez similaire à l'approche française, avec l'utilisation de valeurs préétablies. Ces valeurs ne sont pas « tutélaires », mais peuvent présenter certains avantages : consensus européen, travaux menés par des consortium européens de plus grande envergure que les moyens mobilisés dans un cadre national, expertise scientifique plus large, et aussi certaines limites : moindre prise en compte des spécificités nationales (si cela est pertinent), articulation plus difficile avec les statistiques nationales, moindre souplesse d'adaptation / mise à jour des méthodes, calculs et valeurs, etc.

c. De la prise en compte de la multiplicité des effets et polluants

Si le Handbook-2014 décline de manière très exhaustive les polluants à considérer à l'émission, les différents phénomènes d'émissions (échappement, abrasion/usure, remise en suspension de particules), et identifie bien a priori les pollutions primaires et secondaires, il semblerait qu'une partie des composés et phénomènes ne soient pas préservés tout au long de la chaîne d'impact pour l'évaluation de la pollution de l'air. Ceci est sans doute d'abord lié au fait que les modèles classiques n'intègrent pas tous ces aspects (ex. la remise en suspension), ou de manière non exhaustive sur l'ensemble des modes de transports, et in fine parce que les effets sanitaires liés à de nombreuses substances sont jugés trop incertains, ou pris en compte uniquement pour certaines populations. Au total, en effet, seulement une douzaine d'effets sont retenus, ne concernant que les particules, l'ozone, les nitrates et sulfates (rien concernant les autres substances), sur la trentaine identifiée. On pourrait donc anticiper une sous-estimation des effets de la pollution de l'air, particulièrement pour les effets incertains dont on recommande de les « considérer au titre des analyses de sensibilité », ce qui revient sans doute et dans la plupart des cas à les ignorer.

d. Sur les outils (COPERT4, TREMOVE), données et calculs d'émission

Le Handbook-2014 préconise les outils de calcul d'émissions les plus à jour en Europe (Copert4) et recommande les méthodologies qui semblent les plus appropriées (Guidebook, travaux de consortium européens pour certains modes de transports, etc.). L'intégration de ces méthodologies (et notamment COPERT4) dans la plate-forme TREMOVE est certainement sujette à caution (cf. les nombreuses adaptations nécessaires) mais il est difficile de mesurer les conséquences de ces ajustements, et on ne peut que supposer que leurs auteurs ont pris les précautions de validation, et que les écarts restent insignifiants.

Un point de l'approche européenne (par rapport aux estimations françaises) qui pourrait être critique pour l'évaluation des coûts externes du trafic routier, concerne les compositions de parc automobile archivées dans la base TREMOVE, et qui pourraient diverger des statistiques françaises. On a en effet constaté à plusieurs reprises les divergences entre statistiques européennes de parc pour la France d'une part (dérivées de projets de recherche européens visant à compiler les statistiques de l'ensemble des pays européens) et statistiques françaises d'autre part. Ces divergences sont certainement dues à des approches divergentes de construction des compositions de parc, qui limiteraient l'utilisation directe des statistiques officielles.

Le calcul d'émissions du trafic routier en vue de la spécification de valeurs unitaires, s'appuie sur les méthodes évoquées précédemment, les compositions de parc, mais aussi sur la spécification de certaines hypothèses pour le calcul d'émission, notamment les vitesses de circulation représentatives des différents « milieux » (urbain, rural, autoroute). Comme cela a été mentionné, celles-ci ne sont pas explicitées mais définies à partir des données et lois de trafic dans le logiciel TREMOVE, sauf pour les véhicules lourds, mais globalement il est possible que ces vitesses soient surestimées en zone urbaine (35km/h pour les autobus par exemple).

D'autres hypothèses (conditionnant les émissions liées au démarrage à froid et dans une moindre mesure à l'évaporation de carburant) peuvent constituer des points sensibles de l'évaluation des émissions.

e. Sur la prise en compte des lieux et de la densité de population (exposition)

Dans le Handbook-2008, les effets de la pollution de l'air sont différenciés selon les zones urbaines et non-urbaines, en s'appuyant cependant sur des coûts spécifiques nationaux établis sur des valeurs moyennes de densité. Le Handbook-2014 propose en conséquence de produire des valeurs d'impact différenciées urbain / rural, en s'appuyant sur les données de densité de population disponibles dans EUROSTAT (région

NUTS3¹⁴), et propose des fonctions linéaires de corrections des coûts externes moyens (nationaux) selon la densité des lieux. Il est difficile d'apprécier l'incidence de ces hypothèses et de conclure si cela peut être un point critique des évaluations.

Tout au plus, on peut observer que cela conduit à produire des valeurs assez peu discriminées (urbain / rural, ou urbain, suburbain, autoroutier, rural), tandis que l'approche française tente de décliner plus précisément différents types de tissus urbains.

f. Méthodologies de monétarisation des dommages / Valeurs des dommages

La monétarisation des dommages liés à la pollution atmosphérique renvoie à la valeur de la vie et de certaines affections sanitaires. La méthode de monétarisation de la valeur de la vie humaine, comme par ailleurs la valeur du temps, est transversale à plusieurs externalités. Elle sera abordée dans le chapitre qui traite des accidents de la route.

3.1.2. Analyse et spécificités de la méthodologie française pour la pollution de l'air

Le rapport Quinet (2013) propose une mise à jour de la prise en compte des effets sanitaires de la pollution atmosphérique du Rapport Boiteux II (2001), et établit de nouvelles valeurs tutélaires en se rapprochant de la méthodologie européenne (cependant avant sa révision de 2014) et en se référant généralement au Handbook 2008 et à sa mise à jour (en fait essentiellement une actualisation des valeurs) dans CE Delft (2011b). Les principales évolutions évoquées, par rapport à l'approche française antérieure, sont les suivantes :

- approche « bottom-up » de calcul des coûts au lieu de l'approche top-down ;
- intégration des effets de NO_x, SO₂ et COVNM en plus des seules particules considérées auparavant ;
- modulation du coût des émissions selon la vitesse des véhicules et selon la densité des zones traversées ;
- augmentation de la valeur de la vie humaine.

Il convient cependant de bien préciser ce qu'il y a derrière ces évolutions. La contribution (Duclos, 2014) du Tome 2 du Rapport Quinet en décrit les détails.

3.1.2.1. Approche bottom-up versus top-down

L'approche *top-down* antérieure consistait à évaluer un coût global (national) de la pollution, rapporté ensuite aux véhicules (ou véhicules x km). L'approche *bottom-up* vise plutôt à sommer les effets de chacun des véhicules (selon leur catégorie).

Cependant, il ne s'agit pas réellement ici de réappliquer la méthodologie globale dite « *impact pathway approach* », (décrite précédemment et mise en œuvre / améliorée dans plusieurs projets), mais plus précisément :

- 1- de mettre en œuvre et adapter les valeurs unitaires dérivées de ces travaux (coûts des dommages pour une tonne d'un des polluants) - et relevant donc de cette approche -, pour établir les coûts environnementaux spécifiques à la France (coût d'un kilomètre parcouru)
- 2- proposer des approches alternatives lorsque cela est nécessaire.

¹⁴ Nomenclature of Territorial Units for Statistics. Le niveau 3 correspond aux départements pour la France.

L'utilisation de ces valeurs unitaires (par tonne de polluant) pour l'élaboration de coûts du transport (par veh x km) dans le Handbook 2008 est jugée peu satisfaisante, car :

- la valeur de la vie doit être réévaluée ;
- les coûts résultants ont été établis avec des hypothèses de répartition des densités de population, de trafic, et de parc automobile représentatives de l'Allemagne, peu transposables.

Le Quinet 2013 intègre donc une augmentation du coût de la vie selon les estimations de l'OCDE 2012 (+50%), et l'élaboration des coûts des dommages (pollution de l'air) du transport est proposée comme suit :

- ajustement du coût (marginal) des dommages (sanitaires et environnementaux) de la pollution (par tonne de polluant) selon cette révision du coût de la vie ;
- élaboration et mise en œuvre d'une approche de correction des coûts selon les zones géographiques traversées par les infrastructures (prise en compte des densités de populations). De fait, cette approche s'écarte radicalement des deux possibilités offertes par la méthodologie Handbook (2008 et 2014), à savoir : l'approche *Impact Pathway* tenant compte de la dispersion des polluants et des zones géographiques selon leur densité, l'approche avec des coûts unitaires déclinés selon urbain, suburbain et rural ;
- élaboration et mise en œuvre d'une méthode de calcul des facteurs d'émission et émissions des modes de transports en considérant des données spécifiquement françaises. Comme on le verra plus loin, certains des mécanismes mis en œuvre semblent assez curieux voire peu rationnels, et ne relèvent pas de la méthodologie européenne qu'il aurait pourtant été beaucoup plus facile d'appliquer ;
- construction de coûts unitaires français, par veh x km (ou tonnes transportées, etc.), déclinés selon les catégories détaillées des véhicules et modes de transports, qui peuvent être utilisés dans une approche bottom-up, et de valeurs tutélaire les agréant.

Selon les auteurs, la méthode de calcul reste la même que celles du Handbook 2008 et de son actualisation (CE Delft, 2011b), mais comme cela a été souligné, on note de nombreux écarts et spécificités.

3.1.2.2. Ajustement du coût des impacts sanitaires et modulation selon les lieux

Comme mentionné précédemment, la part « mortalité » des coûts marginaux est corrigée par un facteur 2,5, soit 115 000€ 2010 au lieu de 46 000€. On se reportera à la section déclinant spécifiquement cet aspect pour en connaître les justifications. On notera ici seulement que les deux méthodes Quinet 2013 et Handbook 2014 révisent cette valeur de la vie, en citant notamment la même référence (OCDE, 2012), mais que les deux révisions semblent diverger assez radicalement.

Quinet 2013 pose - comme dans le Handbook - la question de coûts différenciés selon les zones, en raison de densité variable des populations (les zones les plus denses étant a priori plus affectées par les effets sanitaires, au moins des PM).

Au lieu d'une déclinaison des lieux (urbain, suburbain et rural) assortis de densités représentatives, comme proposée dans le Handbook 2014 et à défaut d'une approche exhaustive intégrant la dispersion des polluants et le calcul des concentrations et expositions (*Impact Pathway Approach*), Quinet 2013 sur la base des travaux de Ducos (2014), se référant à des travaux non précisément référencés) propose une démarche originale de déclinaison selon différents tissus (avec 5 cas dont interurbain et de l'urbain diffus à l'urbain très dense) et plus précise que l'approche par défaut européenne (hors corrections selon les densités). On

estime ensuite les coûts des impacts sanitaires pour chacune des zones, à partir de facteurs multiplicatifs selon la densité de population de ces milieux (zones traversées par les infrastructures) et en prenant référence sur les valeurs proposées dans le Handbook-2008, réévaluées par le coût de la vie. Ainsi, le coût sanitaire interurbain (rural ?) serait multiplié par 10 en urbain diffus, puis par 3 en urbain, puis encore par 3 en urbain dense, et encore par 3 pour l'urbain très dense.

Le coût sanitaire de « référence » est celui calculé dans le projet HEATCO pour les zones « *outside build-up areas* » (HEATCO donne les coûts différenciés pour les PM seulement, selon « *urban areas* » - 0.43€/g et « *outside build-up areas* » - 0.082€/g. Ducos (2014) fait l'hypothèse que ces zones correspondent à de l'urbain diffus (non de l'interurbain ou du rural). Ces coûts de référence (ajustés de la valeur de la vie) sont donc divisés par 10 pour l'interurbain, et multipliés respectivement par 3, 9 et 27 pour l'urbain, l'urbain dense et très dense.

On constate ici plusieurs aspects critiques à considérer :

- l'hypothèse « *outside urban area (Handbook-2008)* » = « *urbain diffus (Quinet-2013)* » plutôt que « *interurbain* » qui in fine se traduirait par un facteur 10 sur les coûts des dommages, puisque le facteur multiplicatif entre ces 2 zones est de 10
- le fait que seul les effets des PM_{2,5} sont corrigés par la densité de population (et non les autres polluants, primaires ou secondaires),
- les instructions ou informations relativement imprécises pour la prise en compte de ces coûts selon les milieux lors d'une évaluation (on évoque les « zones traversées par l'infrastructure » sans qu'il soit explicité s'il s'agit d'un périmètre délimité autour de l'infrastructure).

Paradoxalement, les coûts obtenus (par masse de PM_{2.5}) dans l'un des tableaux se trouvent être très supérieurs en interurbain (3,9€ /g) et bien inférieurs en urbain et urbain dense et très dense (0.4, 0.14, et 0.014€/g PM_{2.5}), mais à la lecture des annexes, on comprend qu'il s'agit ici d'une erreur de réécriture des résultats dans ce tableau.

3.1.2.3. Facteurs d'émissions français

Les facteurs d'émission (FE) du transport routier sont calculés à partir de l'inventaire CITEPA (2012), et du parc roulant (volumes de trafic), par catégories de véhicules (VP diesel, essence, gpl, VUL diesel, essence, motos-cycles, Camions, Bus - dont autocars). On obtient ainsi des FE moyens (toutes conditions de circulation, tous véhicules d'une catégorie, tout niveau technologique / norme euro confondus).

Les auteurs considèrent que ces facteurs d'émission (et cet inventaire) correspondent à une circulation en « *urbain diffus* » soit à une vitesse moyenne de 110km/h (Véhicules légers) et 80 km/h (véhicules lourds). Cette hypothèse est de toute évidence peu vraisemblable (l'inventaire correspond probablement à une vitesse moyenne de circulation entre 40 et 50 km/h), tandis que les vitesses de 110km/h ne sont rencontrées que sur autoroute.

Ducos (2014) propose une modulation des facteurs d'émission selon la vitesse de circulation en s'appuyant sur les courbes d'émissions selon la vitesse élaborées par (SETRA, 2009) à partir de la méthodologie COPERT4. On considère ainsi que les facteurs d'émission des véhicules légers à 130km/h correspondent à l'interurbain, ceux à 110 à l'urbain diffus, la plage 40-80km/h est considérée pour urbain et urbain dense, et 20km/h pour urbain très dense, et respectivement, 90, 80, 40-80 et 20km/h pour les véhicules lourds. On

établi à partir des courbes SETRA des coefficients pour passer de l'urbain diffus (110 et 80km/h, facteurs d'émissions établis à partir de l'inventaire national) aux autres zones.

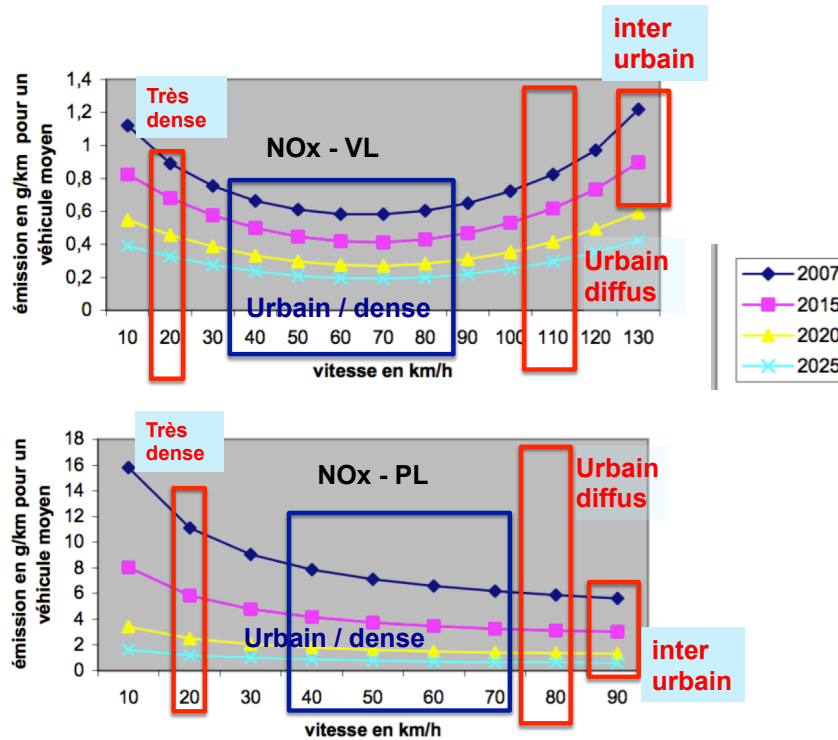


Figure 4 : Fonctions d'émission de NOx, véhicules légers en haut et camions en bas (Sétra, 2009) et positionnement des « milieux » selon leur vitesse moyenne considérée dans l'approche Quinet-2013 pour l'évaluation des facteurs d'émission selon les milieux

Avec cette méthode, les facteurs d'émission des véhicules légers, de NOx et PM_{2.5} urbain, dense se trouvent être significativement inférieurs (de 30%) aux FE urbain diffus (équivalent aux facteurs d'émission moyens nationaux), tandis que les FE interurbains sont de 50% plus élevés (et 2 fois plus que les valeurs urbaines). Seuls les FE des NOx en urbain très dense se trouvent un peu plus élevés (+15%) que les facteurs moyens et cependant 20% inférieurs à l'interurbain.

Il est évident que si les facteurs d'émissions nationaux avaient été considérés autour d'une vitesse moyenne de 40-60 km/h (le minimum des courbes d'émission) au lieu de 110km/h, tous les facteurs d'émissions urbains et interurbains auraient été significativement plus élevés.

Pour les camions et bus, la même approche est utilisée avec d'autres coefficients tirés des courbes SETRA correspondantes. Compte tenu de la forme de ces dernières (toujours décroissante avec la vitesse) on applique une augmentation des FE de NOx et PM_{2.5} de l'urbain diffus (FE nationaux) vers l'urbain très dense (FE multipliés par 2 à 2.5) tandis que les FE interurbains sont équivalent (PM_{2.5}) ou inférieurs de 10% (NOx). Dans ce cas également, le choix des vitesses représentatives des différentes zones est certainement déterminant sur le niveau des facteurs d'émissions résultants.

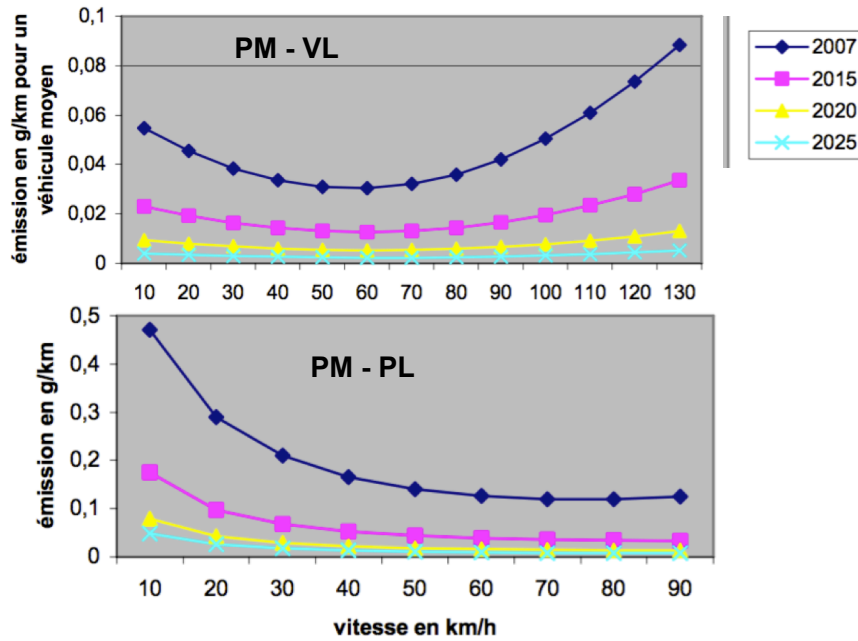


Figure 5 : Fonctions d'émission de PM, véhicules légers en haut et camions en bas (Sétra, 2009) utilisées en vue de la détermination des facteurs d'émission selon les milieux

Enfin, afin de disposer de coûts de la pollution de l'air selon les réglementations européennes d'émission des véhicules, à l'instar de la méthodologie européenne, on établit les FE selon les normes EURO des véhicules. Au lieu de considérer des facteurs d'émission représentatifs comme précédemment (dérivés de l'inventaire du CITEPA par exemple ou des courbes du SETRA), on considère les valeurs limites réglementaires des différentes normes, mesurées sur le cycle de conduite européen NEDC (vitesse moyenne 33km/h), pour les véhicules légers (VP et VUL). Cette approche est très discutable, car les valeurs limites d'émission à l'homologation ne sont généralement pas considérées comme représentatives.

Il est fait l'hypothèse que ces valeurs limites d'émission (qui sont - en théorie - des maximales) correspondent aux émissions d'un véhicule circulant à 130 km/h c'est à dire en zone interurbaine (alors qu'elles correspondent à un cycle d'essai urbain - périurbain). Les facteurs d'émission réels des véhicules par catégorie EURO sont donc établis en reprenant les conversions en fonction de la vitesse selon les courbes types du SETRA déjà utilisées précédemment, la référence étant cette fois prise à 130km/h (interurbain).

Remarques :

- De ce fait, les facteurs d'émission (NOx et PM2.5) sont systématiquement plus faibles dans toutes les conditions urbaines (y compris urbain très dense) qu'en interurbain, car les émissions à 130 km/h sont dans les hautes valeurs de la courbe.
- On note également que tous les FE de NOx des différentes réglementations EURO d'une catégorie de véhicule (VP Diesel, Essence, VUL, etc.), sont inférieurs au FE moyen de la catégorie (ce qui constitue une incohérence, car la somme pondérée des différentes sous-catégories doit être égale à la valeur moyenne de la catégories). Pour les particules PM2.5, seules les facteurs d'émission des véhicules des réglementations EURO1 et EURO2 sont supérieures aux facteurs moyens des véhicules Diesel.
- Les réglementations pre-EURO ne sont pas considérées.
- Il n'est pas mentionné de correction de ce décalage des FE par la norme pour retomber sur les valeurs correspondant à l'inventaire
- Il n'est pas mentionné de prise en compte des réglementations pour les camions et autobus.

On a vu ci-dessus, comment les facteurs d'émissions français ont été élaborés de manière très artisanale - mais en s'appuyant cependant sur un inventaire national qui constitue une bonne référence. Les corrections selon des vitesses nous semblent peu appropriées de même que la déclinaison selon les catégories EURO. Ces aspects - dont l'incidence sur les coûts externes de la pollution de l'air n'est pas quantifiée ici - nous semblent constituer des points faibles de l'approche. De fait l'inventaire d'émission du CITEPA, utilisé comme point de départ, contient directement toute l'information désagrégée nécessaire, y compris les hypothèses de vitesses et de composition du parc, etc. et en particulier les facteurs d'émissions déclinés par catégories réglementaires. Il devrait donc être assez aisé et immédiat de construire l'ensemble de facteurs d'émission directement à

3.1.2.4. En conclusion

La méthodologie française comporte des hypothèses et approches spécifiques qui semblent discutables et dont il est difficile d'apprécier les conséquences : la correction selon les densités de population (qui s'écarte des approches « classiques » et qui mériterait d'être validée), la référence aux valeurs HEATCO « non urbain », plutôt que de considérer également les valeurs urbaines beaucoup plus élevées.

Cependant la démarche la plus critique nous semble être la reconstruction des facteurs d'émission, à partir d'un inventaire (il s'agit alors d'un retour à l'approche *top-down*), de corrections selon des hypothèses de vitesse peu appropriés, puis de la déclinaison selon les catégories EURO en considérant les valeurs réglementaires (dont le manque de représentativité est démontré), alors même que l'inventaire d'émission est exactement construit sur le processus inverse (*bottom-up*) et rigoureux. Toute l'information reconstituée par l'approche mise en œuvre était immédiatement disponible et exacte - y compris les hypothèses de vitesses, de composition du parc, etc., au travers du seul processus d'inventaire des émissions, qui relève annuellement de l'État français. Ce même processus se trouve également intégré dans la base de données - modèle TREMOVE, probablement riche d'une composition du parc automobile français (qui peut cependant différer de la composition nationale). Il est donc vraisemblable que l'estimation des coûts aurait pu être réalisée directement et de manière assez fiable par cette voie (à partir de l'inventaire CITEPA voire TREMOVE), ne nécessitant alors qu'un travail sur les hypothèses de coûts des dommages voire de répartition spatiale des trafics et populations.

On notera que l'inventaire CITEPA s'appuie sur la méthodologie COPERT4 (référence en la matière) et qu'il est ajusté sur le bilan des comptes transports de la nation et sur les statistiques de vente des carburants. Pour l'élaboration de valeurs moyennes nationales, on peut considérer qu'il constitue une bonne référence.

3.1.3. Éléments de comparaison des valeurs selon les 2 approches européenne et française

Il n'est pas aisé d'établir des comparaisons entre les méthodologies européennes et françaises, et avec d'autres références (valeurs d'émissions dérivées d'autres calculs, etc.). Nous proposons ci-après quelques éléments de comparaison lorsqu'il a été possible de les établir (pour la France). Ceux-ci sont cependant à prendre avec précaution, car ils nécessitent quasiment toujours une interprétation ou une adaptation des données ou résultats de l'une ou l'autre des approches car les référentiels sont très rarement similaires.

3.1.3.1. Coût de la vie

On notera simplement ici que, bien que le Handbook 2014 et Quinet 2013 mentionnent les travaux OCDE 2012 pour la valeur de la vie, ils n'en tirent pas les mêmes enseignements et valeurs. Cette question est développée en Section 4.3.

3.1.3.2. Coûts unitaires des dommages par unité de polluant

Le Tableau 1 donne les coûts des dommages liés aux particules PM_{2.5}, tels que proposés par la méthodologie française et tels qu'estimés dans le Handbook-2014 pour la France (avec cependant des hypothèses pour établir ces valeurs). On note que les valeurs françaises seraient plus de 2 fois plus élevées pour l'urbain (2,33) et l'urbain diffus (2,46) et 2 fois plus faibles (0,46) pour l'interurbain (ou le rural). La méthodologie française présente l'avantage de proposer également des valeurs pour des contextes urbains plus denses.

Le Tableau 2 récapitule les coûts pour les 4 polluants considérés par l'approche française. On note ici que les coûts des polluants non particulaires sont systématiquement inférieurs à ceux estimés à partir du Handbook-2014.

Or, en considérant ces coûts des dommages des différents polluants (*€/tonne de polluant*) donnés par le Handbook-2014 pour la France en 2010, et les facteurs d'émission moyens du trafic routier des différents polluants (*g/km*) estimés à partir de la méthodologie du Handbook-2014 et des données correspondantes de TREMOVE (cf. Tableau 3), on peut établir les coûts des dommages de chacun des polluants par véhicule et par kilomètre parcouru (*véhicule x km*), et en conséquence **le poids des différents polluants dans ce coût**. Il apparaît ainsi que le coût des dommages rapporté au kilomètre parcouru est très largement dominé par le coût des NOx (**86%**) tandis que les PM ne représentent que 11% du coût par (*véhicule x km*). Les sous-estimations des coûts des NOx dans l'approche française peuvent donc avoir un impact très significatif dans les coûts totaux de la pollution de l'air du trafic.

Tableau 1 : Coûts des dommages pour les PM_{2,5} selon différentes estimations : travaux initiaux HEATCO, Quinet-2013 et Handbook-2014

Coûts PM2.5 (€/g)	Interurbain	Urbain diffus	Urbain	Urbain dense	Urbain très dense
HEATCO / Handbook-2008	Outside built-up : 0.082€/g		Urban areas : 0,43€/g		
QUINET-2013 * corrigé * (en € 2002)	0,014	0,14	0,43	1,29	3,87
QUINET-2013 * corrigé * (en € 2010, taux actu 1,14)	0,016	0,16	0,49	1,47	4,42
Handbook-2014, France, en €2010 (estimation)	0,033	0,065	0,21		
Rapport Q13/HB14	0,48	2,46	2,33	-	-

Tableau 2 : Coûts des dommages pour les différents polluants selon les méthodologies française et du Handbook-2014

Coûts tous polluants (€/g), toutes zones	PM	NOx	COVNM	SO2
QUINET-2013 * corrigé * (en € 2010, taux actu 1,14)	na	0,0088	0,0014	0,0082
Handbook-2014, France, en €2010 (estimation)	0,040	0,013	0,002	0,012
Rapport Q13/HB14	-	0,68	0,70	0,68

Tableau 3 : Facteurs d'émission moyens du trafic routier pour la France, dérivés de la méthodologie Handbook-2014 et des données TREMOVE3.3, coûts au km dérivés (produit du facteur d'émission par le coût d'un g de polluant) , et proportion des polluants dans le coût de 1 km parcouru

Facteurs d'émission moyens pour la France, toutes zones, selon Handbook-2014 / TREMOVE et coûts dérivés	PM	NOx	COVNM	SO2
Facteur émission (g/km)	0,031	0,741	0,122	0,0014
Coûts dérivés (Facteur émission x coût du g de polluant) (€2010/km)	0,00124	0,00967	0,00021	0,00002
Proportion relative des coûts des polluants, dans un km parcouru (en% du coût de 1 km)	11,1 %	86,9 %	1,9 %	0,2 %

1.1.1.1. Facteurs d'émission entrant dans l'évaluation des coûts externes

Le Tableau 4 compare les facteurs d'émission (FE) de polluants tels que proposés par Quinet-2013 pour l'évaluation des coûts externes à 2 autres sources d'estimation comme suit :

- les FE de NOx et PM2.5 des voitures et camions tels qu'élaborés par Quinet-2013 / Ducos 2014 selon les différents milieux et en fonction des hypothèses de vitesse retenues ;
- à titre de comparaison, les FE de NOx et PM2.5 (émission à chaud seulement car il est très difficile d'ajouter les surémissions à froid) estimés ici pour des vitesses qui nous semblent plus appropriées, selon la méthodologie COPERT4 (ce sont donc ici les vrais facteurs d'émission COPERT4, moteur chaud, correspondant strictement aux catégories concernées et aux vitesses proposées) ;
- les FE de TREMOVE pour la France et qui sont certainement ceux de l'approche Handbook-2014.

On note que les FE de PM (VP) sont plutôt majorant dans l'approche française, tandis que les FE de NOx seraient sous-estimés pour l'urbain et l'urbain dense, par rapport au calcul Copert4.

Si on compare aux estimations TREMOVE, les FE de NOx et PM2.5 seraient sous-estimés pour les voitures en urbain, mais surestimés pour les voitures en urbain diffus/suburban et interurbain/rural-motorway, et pour les camions dans toutes les conditions.

Remarque : Cette comparaison pourrait être enrichie des FE des voitures essence (mais leur contribution aux PM et NOx est faible), des véhicules utilitaires légers, et élargie aux autres polluants COVNM et SO2 (dont on a vu cependant qu'ils interviendraient peu dans les coûts totaux de la pollution).

Tableau 4 : Facteurs d'émission de polluants pour différentes catégories de véhicules selon la méthodologie française et selon différentes estimations (Copert4, TREMOVE / Handbook-2014)

Facteurs d'émission (g/km)	Interurbain	Urbain diffus	urbain	Urbain dense	Urbain très dense	
Quinet-2013 - Hypothèses vitesse (km/h)	130 / 90	110 / 80	40-80	40-80	20	
NOx – VP Diesel	1,0	0,69	0,53	0,53	0,80	
PM 2.5 – VP Diesel	0,09	0,06	0,034	0,034	0,045	
NOx – Camions	6,9	7,6	9,2	9,2	14,6	
PM 2.5 – Camions	0,16	0,16	0,19	0,19	0,39	
Calculs COPERT4 altern. À V=	105/80	40	30-40	20-30	10-20	
NOx (Chaud seul) – VP Diesel	0,62	0,57	0,61	0,71	0,86	
PM (Chaud seul) – VP Diesel	0,027	0,023	0,024	0,027	0,031	
Calculs TREMOVE - France	Motorway	Rural	Suburban	Urban	-	All areas
NOx - PC Diesel	0,658	0,488	0,636	0,635	-	0,555
PM exhaust - PC Diesel	0,042	0,023	0,050	0,050	-	0,034
NOx - Heavy Duty vehicles (Lorries)	4,744	4,614	5,305	5,284	-	
PM - Heavy Duty vehicles	0,075	0,070	0,095	0,094	-	

1.1.1.2. Coûts unitaires des dommages par quantité de transport (véhicules x km)

- Dans Quinet-2013, on trouve les valeurs par grandes catégories de véhicules (VP Diesel, VP essence, VUL, bus, etc.), mais pas de valeurs agrégées pour le trafic routier.
- Dans le Handbook-2014, on trouve les valeurs agrégées trafic routier, selon les milieux, et les valeurs complètement désagrégées (catégories EURO), mais pas les estimations intermédiaires.
- TREMOVE pourrait permettre cette évaluation intermédiaire, mais il n'est pas certain qu'elle corresponde strictement au cadre du Handbook-2014.
- Remarque : les tableaux précédents permettraient d'établir une évaluation par catégories de véhicules.

1.1.1.3. Coûts unitaires des dommages désagrégés par catégories EURO

- Les estimations sont partiellement disponibles dans Quinet-2013 (VP et VUL seulement), mais a priori sujettes à caution compte-tenu de l'approche peu appropriée de leur élaboration,
- Elles existent dans le Handbook-2014, et sont disponibles également dans TREMOVE,
- On donne ci-après (Tableau 5) quelques éléments de comparaison.

Pour les voitures Diesel des catégories EURO3 et EURO5, on observe que les coûts unitaires français sont largement sous-estimés (urbain : 1,2 / 0,2 contre 2,4 / 0,9), et généralement dans un facteur d'au moins 2 (sauf urbain dense et très dense pour lesquels il n'est pas possible d'établir une comparaison).

On note aussi que les technologies EURO5 sont dans ce cas plus fortement sous-estimées. Comme il s'agit des véhicules « à venir », les estimations « prospectives » sous-estimeraient plus fortement les coûts de la pollution de l'air.

Pour l'ensemble des voitures Diesel (combustion et usure), les coûts s'approchent de ceux des VP Diesel Euro3 dans l'approche Handbook-2014.

Pour les camions, les coûts s'inscrivent dans les fourchettes d'estimation du Handbook-2014 des camions 14-20 tonnes (livraison) ou 34-40 tonnes (transport longue distance), mais il est difficile d'établir une comparaison. Une estimation en considérant une composition détaillée du parc français serait nécessaire.

Tableau 5 : Coûts de la pollution de l'air pour différentes catégories de véhicules selon les approches française (combustion seulement pour les estimations par catégories EURO) et européenne (coûts combustion + abrasion)

Coûts (€2010 / veh.km)		Interurbain	Urbain diffus	urbain	Urbain dense	Urbain très dense
Quinet-2013 -						
VP Diesel EURO 3 - 5		0,53 - 0,17	0,8 - 0,2	1,2 - 0,2	3,1 - 0,4	11,6 - 1,3
VP Diesel (comb + usure)		0,9	1,6	2,2	5,5	20,4
PL Diesel (id.)		6,4	9,4	17,7	37	187
HANDBOOK-2014 - France						
	<i>Motorway</i>	<i>Rural</i>	<i>Suburban</i>	<i>Urban</i>		
VP Diesel EURO 3 - 5	1,1 - 0,5	1,0 - 0,5	1,4 - 0,7	2,4 - 0,9		
Camions 14-20t, Euro3/5	6,8 - 2,1	7,8 - 3,7	10,3 - 6,7	13,4 - 8,0		
Articulés 34-40t Euro3/5	10,2 - 2,8	12,5 - 4,2	17 - 7,3	22 - 9,0		

3.1.3.3. Coûts (externes) agrégés par mode de transports

Les comparaisons peuvent difficilement être établies à ce niveau, et nécessiteraient de recomposer les coûts individuels du Handbook-2014 (ou de TREMOVE) par une composition représentative du parc français.

3.1.4. Conclusions

Les méthodologies développées dans le Handbook-2014 et dans l'approche française Quinet-2013 sont très complexes et il n'est pas aisé de tracer complètement ce qu'en sont les développements exacts. De plus leur application pour l'élaboration de valeurs de référence (européennes et par pays dans le Handbook) s'écartent quelquefois des principes retenus, font appel à des outils externes (TREMOVE) ou renvoient à des projets de recherche, dont la description renvoie à d'autres ouvrages, et est souvent insuffisamment documentée, et cela augmente considérablement la complexité d'approche de ces méthodes.

De fait, la méthodologie française, bien que s'inspirant de certains des principes de la méthodologie européenne (Handbook-2008), s'en écarte assez significativement dans un souci d'une déclinaison territoriale plus complète, de cadrer mieux avec des données spécifiques françaises et de développer in fine des valeurs de référence qui se veulent plus appropriées que celles dérivées de la méthodologie européenne. L'élaboration des valeurs françaises au travers de la méthodologie européenne peut en effet s'avérer discutable quant à la prise en compte de statistiques françaises (comme par exemple les données de composition du parc automobile, les facteurs d'émissions, etc.), car l'implication française dans les groupes Handbook a sans doute été marginale.

Cependant, il nous semble évident que les approches très pragmatiques mises en œuvre dans Quinet-2013 dans le but de générer les facteurs d'émission et au-delà les coûts des dommages, comportent quelques confusions dans les hypothèses, celles-ci pouvant se répercuter sur les estimations et les valeurs de référence des coûts des dommages liés à la pollution de l'air proposées in fine.

Les comparaisons des approches envisagées dans cadre ont montré la difficulté de cet exercice, et la quasi impossibilité d'une comparaison systématique. Leur poursuite exigerait de considérer des cas d'application, de considérer des jeux de données type (composition de parc automobile, estimation des vitesses, etc.), et d'appliquer ces données selon les différents cadres méthodologiques, ce qui de fait est très complexe.

3.2. Calcul du coût externe des objectifs de réduction des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) - Changement Climatique

Le coût externe du changement climatique, tel qu'envisagé dans les deux méthodologies européennes comme française, fait référence spécifiquement aux émissions de gaz à effet de serre (GES) dont les principaux sont le dioxyde de carbone (CO₂), le protoxyde d'azote (N₂O) et le méthane (CH₄). Le coût externe est associé aux engagements européens de réduction des émissions de GES ou autrement dit, aux objectifs de réduction des émissions de GES. La méthodologie européenne et française, présentée ci-dessous, est identique. Cependant le prix de la tonne carbone utilisé in fine afin de valoriser monétairement les GES, diffère au niveau européen et français.

3.2.1. Émissions de GES - Changement climatique

Les émissions des GES sont toutes exprimées en équivalent CO₂ en utilisant le Potentiel de Réchauffement Planétaire (PRP ou GWP en anglais pour *Global Warming Potentials*). Le PRP est le potentiel de réchauffement climatique d'un GES par rapport à celui du dioxyde de carbone (CO₂), calculé comme le potentiel de réchauffement sur un siècle d'un kilogramme du GES par rapport à un kilogramme de CO₂ (Règlement n°517/2014 du parlement européen et du conseil du 16 avril 2014). Ce règlement européen qui s'applique en France retient les valeurs suivantes pour le PRP, un kilogramme de méthane (CH₄) équivaut à 25 kilogrammes de CO₂ et un gramme de protoxyde d'azote (N₂O) équivaut à 298 kilogrammes de CO₂.

Les émissions des différents GES s'estiment à partir de la base de données TREMOVE (TREMOVE, 2010). TREMOVE est un modèle de simulation de transport et d'émissions développé par la commission européenne. Le modèle estime la demande de transport, la répartition modale, le renouvellement du parc automobile, les émissions de polluants atmosphériques et le bien-être. Ce modèle couvre le transport de passagers et de marchandises pour 31 pays de 1995 à 2030.

Grâce au modèle TREMOVE, il est possible d'obtenir les volumes d'émissions des différents GES par type de véhicule et par pays. Les types de véhicules retenus dans la base de données TREMOVE sont :

- Les voitures particulières ;
- Les bus et autocars ;
- Les motos ;
- Les véhicules utilitaires légers ;
- Les poids lourds.

Il est également possible de différencier le type d'énergie des véhicules (*i.e.* diesel, GNV, Essence, GPL). TREMOVE fournit les facteurs d'émissions moyens des GES en gramme de CO₂ par véhicule x kilomètre (Tableau 6).

Tableau 6 : Facteurs d'émissions moyen des GES en gramme équivalent CO₂ par véh.km (Source : Handbook 2014)

	Diesel	GNV	Essence	GPL	Tout type de carburant
Bus	676	528	-	-	670
Voiture	179	159	197	182	189
Véhicule utilitaire léger	218	-	278	-	228
PL 3,5 – 7,5 t.	312	-	-	-	312
PL 7,5 – 16 t.	534	-	-	-	534
PL 16 – 32 t.	715	-	-	-	715
PL > 32 t.	906	-	-	-	906
Mobylette	-	-	59	-	59
Moto	-	-	104	-	104

Source : TREMOVE v.3.3.2.

3.2.2. Impacts du changement climatique

Les effets du changement climatique avec le réchauffement planétaire sont nombreux, mais difficilement quantifiables. Becker et al. (2012) citent les exemples suivants :

- Des températures moyennes plus élevées ;
- Des saisons sèches prolongées ;
- Une augmentation du niveau des mers ;
- L'acidification des océans ;
- Une augmentation de l'occurrence d'événements météorologique extrêmes ;
- Des risques accrus d'évènements majeurs comme la perte de calotte glacières, la libération de méthane, une instabilité ou l'effondrement d'écosystème, la transformation du Gulf Stream, etc.

L'ensemble de ces effets ont des impacts importants et graves sur la consommation d'énergie, l'agriculture, l'approvisionnement en eau, la santé publique, les écosystèmes et encore sur la biodiversité. Cependant, la quantification de ces impacts est difficile puisque les chemins d'impacts à identifier sont complexes. En effet, il existe des incertitudes importantes sur la quantification et de plus, les impacts sont au niveau planétaire et à long terme. Par exemple, la fonte des glaciers augmente le niveau des mers et océans, cette dernière devrait faire disparaître certaines îles du Pacifique, et dans le même temps, rendre des villes inhabitables en Europe, aux États-Unis, etc. Par conséquent, le Handbook 2008 et 2014, ainsi que le rapport Quinet (2013) ne s'engagent pas sur les impacts physiques du changement climatique. Il existe encore trop d'incertitudes scientifiques pour quantifier avec rigueur ces impacts.

3.2.3. Dommages du changement climatique

L'évaluation des dommages correspond, notamment, à l'estimation du nombre d'individus qui sont touchés par les impacts du changement climatique. Les dommages liés au changement climatique sont complexes à approcher puisque les chemins d'impacts sont très nombreux et difficilement quantifiables, c'est une conséquence directe de la difficulté à estimer les impacts physiques du changement climatique.

3.2.4. Monétarisation des dommages du changement climatique

Comme l'évaluation des dommages est complexe, l'approche retenue pour la monétarisation est une méthode du coût d'évitement (ou d'atténuation ou d'abattement) au niveau européen (Handbook 2008 ; CE Delft, 2011b ; Handbook 2014) et français (Quinet, 2008 ; Quinet, 2013).

La méthode du coût d'évitement se base sur une analyse coût-efficacité qui détermine l'option la moins coûteuse pour atteindre un niveau de réduction des émissions de GES comme une cible (politique) stratégique. Cette méthode est théoriquement justifiée puisqu'il existe des objectifs de réduction des émissions de GES bien définis au niveau européen et français.

Le rapport Quinet (2013) rappelle les principaux engagements pris par la France concernant la réduction des émissions de GES depuis ces dernières années :

- Le protocole de Kyoto qui engage juridiquement les principaux pays qui l'ont ratifié à réduire leurs émissions annuelles de gaz à effet de serre sur la période 2008-2012 par rapport à 1990 ;
- Les engagements européens à réduire les émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2020 de 20 % par rapport à 1990 de manière unilatérale, voire 30 % en cas de mobilisation plus forte des pays sur les objectifs climatiques ;
- Les perspectives du gouvernement français annoncées dans le cadre de la loi de programmation fixant les orientations de la politique énergétique (loi POPE du 13 juillet 2005), qui soutenait la définition d'un objectif de division par deux des émissions mondiales de gaz à effet de serre d'ici 2050 et donc d'une réduction par quatre des émissions pour les pays développés.

Au niveau européen, les objectifs pour le secteur des transports est de diminuer les émissions de GES de -60% par rapport au niveau de 1980 (CE 2011).

Ainsi, la valeur de référence du carbone doit permettre de faire respecter ces engagements en matière de réduction des GES. Les valeurs de référence sont différentes au niveau européen et français, même si la méthode utilisée par les coûts d'évitements est identique. Nous présentons les valeurs de référence du carbone retenues au niveau européen et en France.

3.2.4.1. Valeur du carbone en Europe

Au niveau européen, il est proposé deux valeurs pour la tonne de CO₂, l'une dite faible et l'autre dite élevée qui dépendent des objectifs à atteindre concernant la réduction des émissions de GES. La valeur faible correspond à l'objectif de réduction de GES en Europe à l'horizon 2020, tandis que la valeur élevée correspond à l'objectif de plus long terme afin de maintenir des températures en dessous de 2 degrés (*i.e.* concentration maximum d'équivalent de CO₂ de 450 ppm dans l'atmosphère).

Les principaux rapports sur lesquels nous nous appuyons afin de déterminer la méthodologie d'évaluation des coûts externes de transport (CE Delft, 2011b ; Becker et al., 2012 et Handbook 2014) ne fournissent pas les mêmes valeurs de référence pour la tonne CO₂.

Tableau 7 : Valeurs de référence de la tonne CO₂ proposées en Europe

	CE Delft (2011b)	Becker et al. (2012)	Handbook 2014
Valeur faible de CO ₂	25 €/t. CO ₂	72 € ₂₀₀₈ /t. CO ₂	48 € ₂₀₁₀ /t. CO ₂
Valeur élevée de CO ₂	146 €/t. CO ₂	252 € ₂₀₀₈ /t. CO ₂	168 € ₂₀₁₀ /t. CO ₂
Valeur centrale de CO ₂	N.C.	N.C.	90 € ₂₀₁₀ /t. CO ₂

Les valeurs de référence de la tonne carbone fournies par Becker et al. (2012) et le Handbook 2014 se fondent sur une actualisation des valeurs de 2005. Cependant, ces deux études n'ont pas choisi le même temps d'actualisation. Becker et al. (2012) retiennent le taux d'actualisation recommandé par l'Agence fédérale de l'environnement de 1,5 %, tandis que le Handbook 2014 retient un taux d'actualisation de 3 %.

3.2.4.2. Valeur du carbone en France : approche coût-efficacité et approche coût-avantage

Une commission présidée par A. Quinet (2009) a déterminé la valeur du carbone de manière à s'inscrire dans une démarche coût-efficacité. Cette valeur se définit comme le coût d'opportunité de se conformer aux engagements pris par la France face au changement climatique. Cette méthode n'est pas considérée comme la meilleure manière pour l'optimisation du bien-être des populations (« *first-best* »), mais elle est considérée comme plus robuste par rapport à la méthode des coûts dits de dommages puisqu'elle permet de ne pas faire d'hypothèse sur l'évolution du dommage futur. Elle réduit donc l'incertitude sur la perte économique estimée associée à ce dommage. Elle est considérée comme théoriquement fondée si les objectifs de réduction représentent de manière appropriée les préférences des agents. Sous cette hypothèse, le coût marginal d'évitement associé à la réduction s'interprète comme la valeur du consentement à payer des agents pour un objectif de réduction.

La commission Quinet (2009) définit donc la valeur tutélaire du carbone sans définir de trajectoire optimale de la valeur sociale du carbone mais un coût d'opportunité d'atteindre un objectif de mitigation à un horizon donné. Pour identifier la trajectoire de la valeur incitant les agents à s'adapter et à atteindre des objectifs, la commission a utilisé et arbitré entre trois modèles de simulation (POLES, GEMINI E3 et IMACLIM-R qui sont respectivement un modèle d'équilibre partiel, un modèle qu'équilibre général calculable et un modèle hybride). La commission cherche ensuite à s'adapter à la valeur tutélaire du carbone anciennement déterminée dans le rapport Boiteux II (2001) et utilisée dans la convention cadre relative aux infrastructures de transport (Robien, 2005). Cette convention préconisait alors une valeur de 27€₂₀₀₈/tCO₂ pour la période 2000-2010 (soit 100€/tCO₂). Le consensus a donc été de fixer la valeur du carbone à partir de la valeur Boiteux II (2001), pour atteindre la valeur pivot de 100€₂₀₀₈/tCO₂ en 2030. Ce scénario dévie de la règle de Hotelling mais a été justifié comme permettant la transition d'une valeur à l'autre, en relâchant la pression sur la croissance économique. Puis la valeur évolue au-delà de 2030 selon la règle de Hotelling soit en suivant le taux d'actualisation. Sous ces hypothèses la valeur du carbone passe de 32€₂₀₁₀/tCO₂ en 2010 à 100€₂₀₁₀/tCO₂. Étant donnée l'incertitude pesant sur le long terme (prenant en compte d'éventuelles révisions des engagements au fil du temps selon les négociations internationales ou progrès technique), la commission a choisi de donner une valeur pour 2050 comme étant comprise entre

150 et 350€₂₀₁₀/tCO₂ à l'horizon 2050. Le rapport Quinet (2013) reprend les recommandations du rapport Quinet (2009). Les évolutions de la valeur du carbone peuvent être observées sur la figure ci-dessous.

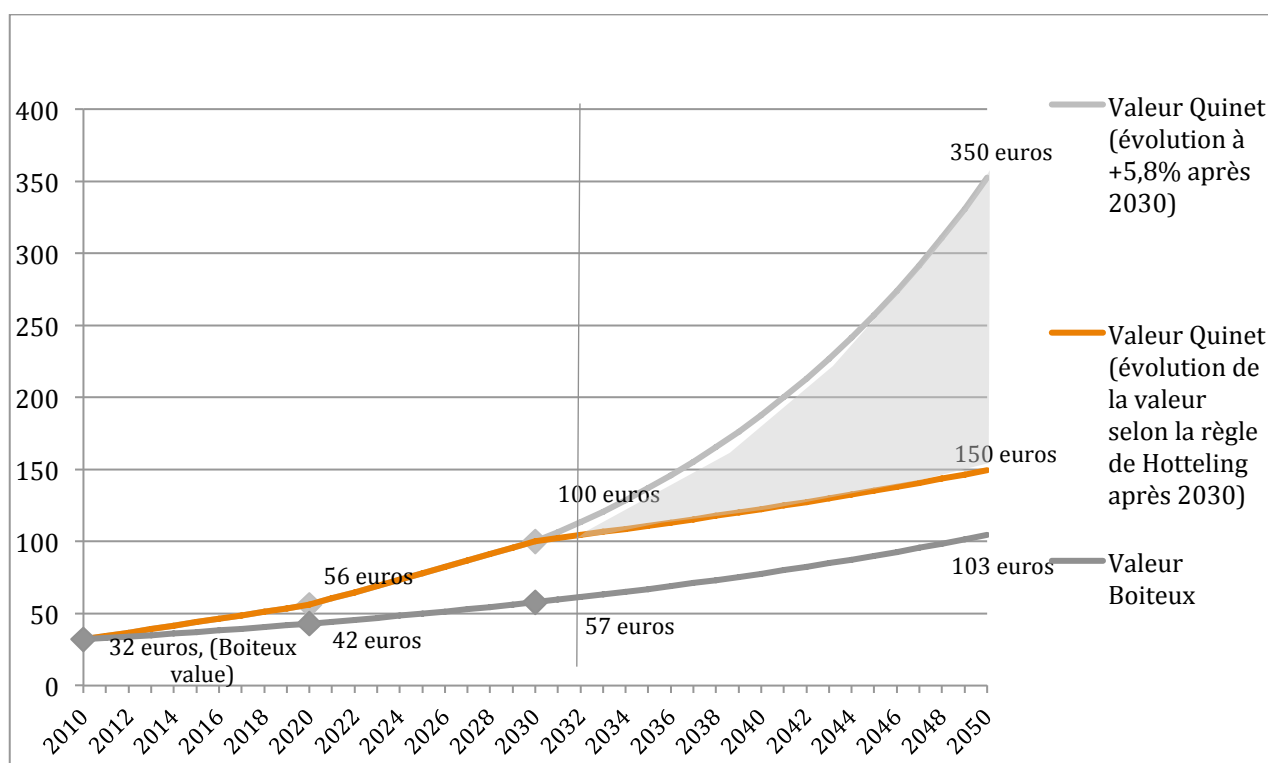


Figure 6 : Trajectoire de la valeur tutélaire du carbone définie dans le rapport Quinet (2009) et Boiteux II (2001)

Ce calcul permet à la puissance publique d'appréhender les conséquences des projets, d'arbitrer entre les projets envisagés et d'être cohérente avec les objectifs fixés dans la stratégie nationale. Cependant la valeur du carbone devrait être révisée régulièrement de manière à prendre en compte l'évolution des objectifs de réduction¹⁵ et l'évolution du progrès technique.

D'autre part, même si la valeur du carbone initiale est proche de celle recommandée dans le rapport Boiteux II (2001), le taux de croissance de la valeur du CO₂ améliore significativement la prise en compte de l'effet de serre dans les évaluations socioéconomiques. Enfin, il convient de souligner que la croissance de la valeur du carbone tend à accroître son importance par rapport aux autres éléments du calcul de rentabilité (gains de temps, de sécurité, etc.). En effet, cette valeur, contrairement aux autres, a été pensée pour ne pas être « écrasée » par l'actualisation au fur et à mesure que l'horizon s'allonge. Ceci fait référence à l'augmentation du prix relatif du carbone. En effet, une contrainte sur l'environnement peut être compatible avec un taux d'actualisation élevé, si par ailleurs l'évolution des prix des biens environnementaux est correctement prise en compte. Pour les actifs environnementaux donc, le véritable enjeu ne se situe pas dans l'actualisation (puisque certains projets n'auront aucun effet à très long terme) mais dans leur valorisation économique. Le prix relatif de l'environnement devrait donc croître sur le long

¹⁵ Il s'agit ici d'éventuelles révisions de l'évolution des objectifs de réduction des émissions de GES, elles sont donc uniquement théoriques. Il est préconisé que la valeur du carbone soit discutée régulièrement de manière à ce que, si les objectifs de réduction d'émissions de GES changent entre aujourd'hui et 2050, cela soit pris en compte.

terme. Au final lorsque l'on évalue des biens environnementaux dans un calcul économique, trois paramètres sont à prendre en compte :

- (i) Le taux d'actualisation rendant compte de la préférence pour le présent, la croissance économique et l'élasticité marginale de la consommation ;
- (ii) Une modification dans le système de prix relatifs en renchérissant le coût environnemental à un certain rythme traduisant une valorisation de l'environnement sans cesse plus forte (donc valorisation des coûts pour un impact négatif sur l'environnement) ;
- (iii) Enfin, une décroissance du taux d'actualisation à très long terme (au-delà de 30 ans).

Par opposition, le calcul du coût social du carbone et donc du dommage évité est égal au coût marginal des dommages économiques dû à une plus forte concentration de GES dans l'atmosphère et donc en émettant une tonne de carbone additionnelle, toutes choses égales par ailleurs. Les dommages sont analysés par des modèles IAM (*integrated assessment models*), utilisés par exemple dans les scénarios du GIEC, pour estimer globalement et régionalement les dommages économiques nets dans le temps du changement climatique. Toutes les valeurs du coût social du carbone sont des estimations faites à partir de plusieurs hypothèses sur la tendance globale des émissions, et sur l'impact que le changement climatique aura sur le bien-être social. Les différentes estimations varient donc beaucoup. Tol (2009) a réalisé une méta-analyse des estimations de coût social du carbone et a trouvé qu'une estimation correcte se situait entre 46\$ et 91\$ (en dollars 1995).

L'approche par le coût des dommages (*e.g.* Stern, 2007) adopte une approche de type coûts-avantages puisqu'elle cherche à fixer la contrainte optimale d'émission au niveau mondial (soit que le coût marginal d'abattement soit égal à la somme actualisée des dommages marginaux futurs d'une tonne de CO₂ émise aujourd'hui). Le coût social du carbone représente donc l'impact d'une tonne de carbone supplémentaire émise dans l'atmosphère. L'estimation de la valeur sociale du carbone fait l'objet de nombreuses critiques. En effet, cette approche vise à estimer les coûts réels que va supporter la société si le dommage advient. Il convient donc d'internaliser ces pertes potentielles de biens de référence, c'est-à-dire de faire prendre en charge par les acteurs économiques leurs externalités négatives. Cette approche permet d'estimer les dépenses maximales qu'il est légitime d'engager, du point de vue de l'efficacité économique, pour éviter ou compenser ces dommages. Or, la fonction de dommage liée à l'émission d'une tonne de carbone supplémentaire dans l'atmosphère n'est que très imparfaitement connue (à la fois au niveau de sa pente mais aussi de sa position). Les dommages se réalisant dans un futur éloigné, une grande incertitude pèse sur les calculs. Par ailleurs, les calculs ne sont réalisés que sur les dommages les mieux compris et les plus facilement calculables pour des raisons méthodologiques. Elle risque donc d'être sous-évaluée et donc mal internalisée, et partant, mal prise en compte dans les choix des agents.

Malgré tout, comme il est indiqué dans le rapport Quinet (2013) : « *La valeur tutélaire du carbone n'est pas le fruit du résultat d'un calcul mais bien celui d'un arbitrage, assumé comme tel, cherchant à tenir ensemble les arguments plus ou moins convergents défendus par les différentes parties en présence* ». En effet, plusieurs arbitrages ont été fait, notamment celui de baser la valeur sur la valeur Boiteux II (2001) puis sur l'évolution de la valeur. Au niveau européen, les valeurs utilisées sont assez disparates. Kuik et al. (2009) ont réalisé une méta-analyse des valeurs estimées à partir de cette méthode sur 26 études. Les études sont basées sur les mêmes objectifs de réduction que la commission Quinet (2009), soit les objectifs de la *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC). Les estimations de coûts, estimées en euros 2005, sont égales à 129€/tCO₂ en 2025 (dans un intervalle 69€ – 241€) et 225€/tCO₂ en 2050 (128€ –

396€). Le Handbook 2014 en utilisant un taux d'actualisation de 3%, et en convertissant les données en euros 2010 arrivent à une valeur comprise entre 48 € -168 €/tCO₂, avec une valeur centrale de 90€, soit une valeur plus élevée que celle du rapport Quinet (2009) qui pour 2014 préconise une valeur de 45€/tCO₂.

3.2.5. Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe du changement climatique

Les méthodologies européenne et française d'évaluation du coût externe du changement climatique (CE Delft, 2011b) sont présentées en Figure 7.

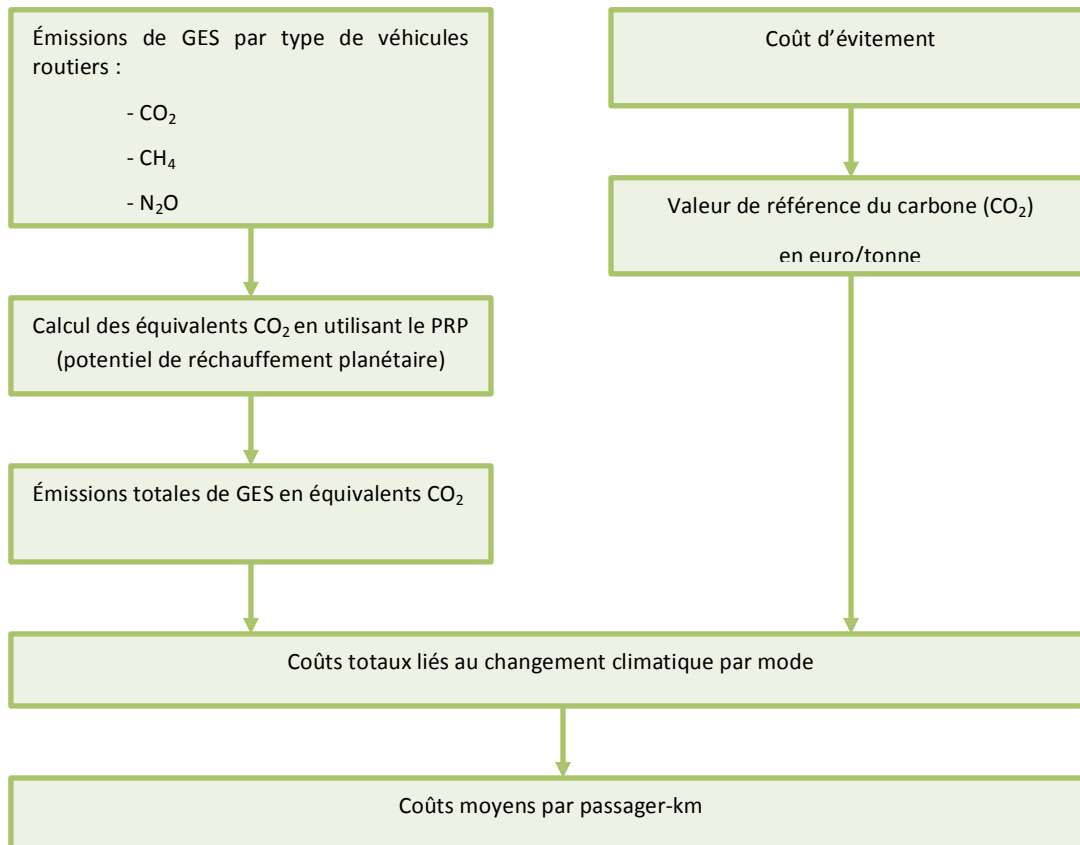


Figure 7 : Méthodologie de calcul des coûts externes causés par le changement climatique (d'après Becker et al., 2012)

En résumé, les étapes d'évaluation du coût externe du changement climatique sont les suivantes :

- Évaluation des émissions totales de GES par type de véhicule et par pays d'après les données TREMOVE. Cette étape évalue en parallèle le nombre de véhicule par kilomètre selon le type de véhicules (bus, voiture particulière, etc.) et multiplie ceci par les facteurs d'émissions en gramme par kilomètre comme ceux définis dans le Tableau 6.
- Calcul des émissions totales de GES en équivalent CO₂ en utilisant les équivalences données par le PRP. D'après le PRP, un kilogramme de méthane (CH₄) équivaut à 25 kilogrammes de CO₂ et un gramme de protoxyde d'azote (N₂O) équivaut à 298 kilogrammes de CO₂.

➤ Multiplication des tonnes totales d'équivalents CO₂ par la valeur de référence du carbone exprimé en € par tonne afin de déterminer les coûts externes totaux dus au changement climatique.

➤ Calcul des coûts moyens du changement climatique par tonne-km ou par passager-km en divisant les coûts totaux par type de véhicule par pays par le nombre de tonne-km ou passager-km par pays.

Le Handbook 2014 fournit les coûts marginaux du changement climatique pour la route en fonction du type de véhicule, de carburant, de la taille du véhicule, des normes d'émissions européennes (EURO 0 à EURO 5) et du type de route (autoroute, urbaine, rurale). Les valeurs du coût marginal sont données en annexe 10.3.

Résumé coût externe du changement climatique :

- Pas de différence majeure concernant la méthodologie d'évaluation du coût externe du changement climatique en Europe et en France.
- L'évaluation des facteurs d'émissions se base sur TREMOVE.
- La monétarisation des dommages en Europe et en France se base sur la même méthode du coût d'évitement.
- Cependant, les valeurs de références du carbone sont différentes en Europe et en France. En France, la valeur cible de 2010 est de 32 € par tonne tandis que celle en Europe est comprise entre 48 et 252 € par tonne, avec une valeur centrale de 90 € par tonne (Handbook 2014).

3.3. Calcul des coûts externes de la pollution sonore

La pollution sonore ou bruit est une externalité environnementale réglementée au niveau européen avec la directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement. Par conséquent, il existe un grand nombre de similitudes entre la méthodologie européenne et française concernant l'évaluation du coût externe de la pollution sonore causée par le transport routier. Elles diffèrent au niveau de la valorisation monétaire du bruit. Par conséquent, la méthodologie présentée (sauf mention contraire) concerne les deux méthodologies.

La pollution sonore ou bruit se définit comme tous sons indésirables ou durée de sons, intensité ou autre qualité qui engendrent un préjudice physique ou psychologique aux individus (CE Delft, 2011b).

Nous optons pour la même méthodologie d'analyse du coût externe de la pollution sonore que celle appliquée jusque là. Dans un premier temps, nous explicitons les émissions (réceptions) de la pollution sonore, puis les impacts afin d'en déduire les dommages. A partir de l'explicitation des dommages dus à la pollution sonore, nous expliquons la méthode de valorisation monétaire de ces dommages. Finalement, nous donnons la méthodologie générale retenue afin d'évaluer le coût externe de la pollution sonore.

3.3.1. Émissions/réceptions de la pollution sonore : le bruit

Le bruit émis par le transport routier provient de deux sources principales. D'une part, il est lié aux organes mécaniques des véhicules (*e.g.* moteur, échappement, transmission, freins, arrêts, attentes et démarrages aux feux rouges), cette nuisance s'entend particulièrement lorsque la vitesse de circulation est inférieure à 50 km/h. D'autre part, le bruit provient du contact entre la pneumatique et la chaussée lorsque la vitesse est supérieure à 50 km/h. Ainsi, le bruit émis par le transport routier varie en fonction de la vitesse et de la circulation (www.bruitparif.fr).

Le bruit se mesure généralement en décibels (dB) qui correspond à une échelle logarithmique qui reflète notamment la manière dont l'oreille humaine répond à la pression du son. Comme l'oreille humaine est plus sensible à certaines fréquences, une pondération des fréquences est appliquée aux mesures et aux calculs. Il est retenu la pondération des fréquences « A », ainsi le bruit se mesure en dB(A) (Handbook 2008). A noter également que les dB comme les dB(A) ne s'additionnent pas arithmétiquement, mais selon une progression logarithmique. Ainsi, lorsque deux sources sonores de même intensité s'ajoutent, le niveau sonore augmente de 3 dB(A) (Voir encadré : Addition des décibels ci-dessous).

Encadré : Addition des décibels (Source : www.bruitparif.fr)

Les décibels ne s'additionnent pas de façon arithmétique mais selon une progression logarithmique. Ainsi, lorsque deux sources sonores de même intensité s'ajoutent, le niveau augmente de 3 dB.

Exemple 1 : Deux sources sonores de même intensité

Lorsqu'une source sonore est multipliée par deux, le niveau augmente de 3 dB, une variation tout juste perceptible par l'oreille humaine. L'addition de deux sons de 60 dB chacun n'équivaut pas à 120 dB mais à 63 dB. Ceci revient à dire que lorsque le trafic routier diminue de moitié, le gain acoustique sera de 3 dB.



Figure 8 : Deux sources sonores de même intensité (Source : www.bruitparif.fr)

Exemple 2 : Dix sources sonores de même intensité

Multiplier par dix la source de bruit revient à augmenter le niveau sonore de 10 dB, ce qui correspond à un doublement de la sensation auditive. En conséquence, il faudrait diviser par dix le trafic automobile pour réduire de 10 dB le niveau sonore d'une rue, à condition que la vitesse des véhicules soit la même.



Figure 9 : Dix sources sonores de même intensité (Source: www.bruitparif.fr)

Exemple 3 : 10 dB d'écart entre deux sources sonores

Lorsqu'il y a 10 dB d'écart entre deux sources sonores, on ne perçoit que la source qui a le plus fort niveau. C'est « l'effet de masque ».



Figure 10 : 10 dB d'écart entre deux sources sonores (Source : www.bruitparif.fr)

La directive 2002/49/CE définit un indicateur de bruit que les états membres doivent appliquer pour obtenir une mesure uniforme. Cet indicateur de bruit L_{den} est un indicateur qui prend en compte les différentes périodes d'une journée : le jour, le soir et la nuit (*Day-evening-night level*) :

$$L_{den} = 101 \log \frac{1}{24} \left(12 \times 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4 \times 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8 \times 10^{\frac{L_{night}+10}{10}} \right)$$

- L_{day} est le niveau sonore moyen à long terme déterminé sur l'ensemble des périodes de jour d'une année. Le jour dure 12 heures. Par défaut, la commission européenne définit cette période de 7 à 19 heures.
- $L_{evening}$ est le niveau sonore moyen à long terme déterminé sur l'ensemble des périodes de soirée d'une année. Par défaut, la soirée correspond à la période de 19 à 23 heures.
- L_{night} est le niveau sonore moyen à long terme déterminé sur l'ensemble des périodes de soirée d'une année. Par défaut, la nuit correspond à la période de 23 à 7 heures.

Les états membres sont autorisés à modifier les horaires des périodes de la journée d'une ou deux heures. Ainsi, en France, les périodes retenues pour les différents indicateurs sont les suivantes : Indicateur de jour entre 6 et 18 heures ; Indicateur du soir entre 18 et 22 heures ; Indicateur de nuit entre 22 et 6 heures.

En soirée et la nuit pour prendre en compte une sensibilité accrue durant ces périodes, des décibels supplémentaires sont ajoutés (5dB en soirée et 10 dB la nuit). De plus, afin de différencier le jour et la nuit, les évaluations des émissions du bruit peuvent concerner uniquement l'indicateur de nuit (L_{night}) et l'indicateur de jour (L_{day}). Les méthodes d'évaluations de ces indicateurs sont identiques à celles de L_{den} . Il est intéressant de distinguer les périodes de la journée puisque, généralement, la pollution sonore est plus nuisible la nuit que le jour.

Lors de la mesure du bruit, c'est le son incident qui est pris en considération, ce qui signifie qu'il n'est pas tenu compte du son réfléchi sur la façade du bâtiment concerné. En règle générale, cela implique une correction de 3dB lors de la mesure. La hauteur du point d'évaluation de cet indicateur de bruit dépend de l'application (e.g. cartographie stratégique, planification et zonage acoustique). Toutefois, la hauteur ne peut être inférieure à 1,5 mètres au dessus du sol.

Sétra (2007) émet quelques remarques concernant la mesure du bruit dans leur guide méthodologique pour la production des cartes de bruit stratégiques (CBS) des grands axes routiers et ferroviaires et en particulier une concernant la non-prise en compte de la réflexion du son en façade :

- La non-prise en compte de la réflexion du son sur la façade peut induire une sous-estimation du bruit. Tout d'abord, cette pratique est totalement nouvelle en France lors de sa mise en application. Ensuite, cette « absence de prise en compte » engendre une conséquence plus importante. En effet, cela revient à ne pas prendre en compte l'existence des bâtiments dans les calculs. Le principe des indicateurs du bruit introduit une discontinuité artificielle dans les niveaux sonores.
- Sétra (2007) donne un exemple de l'incohérence qui peut être rencontrée lors de l'évaluation du niveau sonore : Si un bâtiment aux abords duquel le niveau sonore réel est de 67 dB(A), il figure dans la tranche 65-70 dB(A) sur la carte isophone, mais sa population est affectée à la tranche 60-65 dB(A) puisque le bâtiment est associé à la valeur 64 dB(A). D'après la définition de la directive 2002/49/CE, il faut corriger la valeur en soustrayant 3 dB(A) au niveau sonore réel. Avec cet

exemple, nous observons que lors de la détermination de la population affectée par la pollution sonore, ce ne seront pas nécessairement les bons niveaux de bruit qui seront utilisés, ce qui induit une sous-estimation du coût de la pollution sonore. Néanmoins, Sétra (2007) propose en pratique d'établir certaines cartes et donc les courbes isophones associées avec la valeur limite augmentée de 3 dB(A).

Finalement, l'émission sonore des véhicules dépend de plusieurs facteurs :

- Le trafic (composition : répartition par type de véhicules soit les véhicules légers, les poids lourds etc. et le débit) ;
- La vitesse : l'émission sonore se caractérise par une combinaison du bruit liée aux organes mécaniques des véhicules et du contact entre la pneumatique et la chaussée. Le passage d'une prédominance du bruit mécanique à celle du bruit de contact se situe autour de 60km/h pour les véhicules légers et autour de 70-80 km/h pour les poids lourds ;
- L'allure des véhicules ou le type d'écoulement prend en compte les accélérations ou décélérations des véhicules. Certu (2006) distingue deux types d'écoulement : (i) L'écoulement fluide continu : lorsque les véhicules ont une vitesse sensiblement constante sur le tronçon (ii) L'écoulement pulsé indifférencié : lorsque la vitesse des véhicules n'est pas stabilisée et que de nombreux véhicules sont soit en accélération soit en décélération ;
- La rampe ou le profil en long (horizontal, montée, descente) : à vitesse égale un véhicule est plus bruyant en montée que sur une route horizontale du fait de son régime moteur plus élevé. De plus, la rampe est également liée à la vitesse de circulation, l'effet de rampe est plus important pour des vitesses inférieures à 50 km/h ;
- La nature du revêtement de chaussée joue un rôle important selon la vitesse de circulation.

La plupart de ces facteurs reposent sur des hypothèses afin d'établir les niveaux de trafic et ainsi en déduire les niveaux des émissions sonores. Par conséquent, il faut être particulièrement vigilant sur les hypothèses retenues lors de l'estimation des émissions sonores. En effet, comme le montre la figure ci-dessous, une variation de la vitesse de la circulation induit un changement dans les émissions sonores qui s'avèrent importants dans certains cas. Néanmoins, il n'est pas évident de recomposer l'ensemble des hypothèses établis au niveau européen.

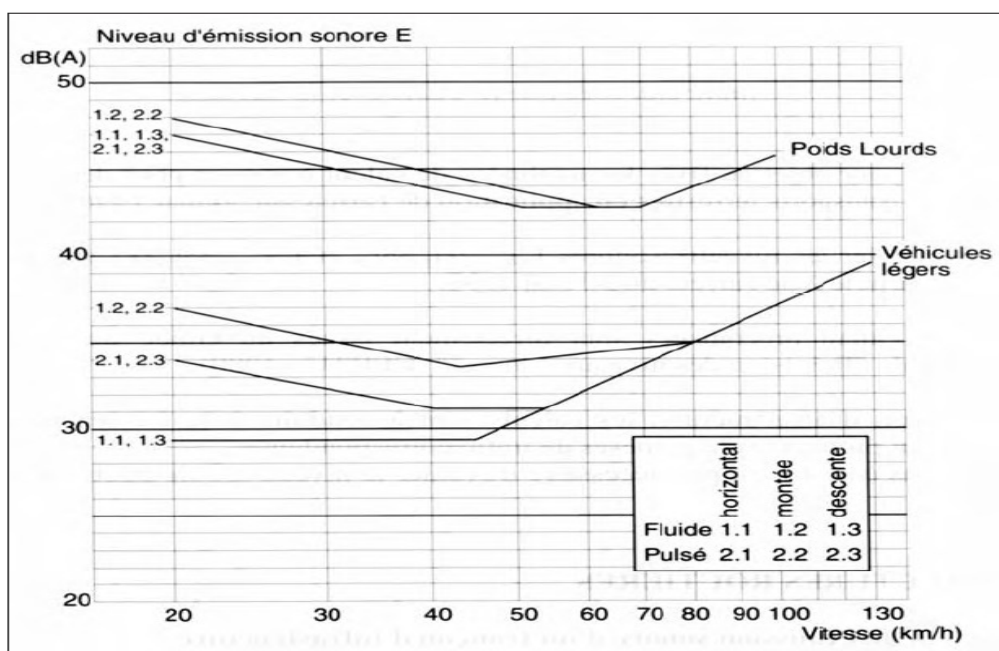


Figure 11 : Niveau d'émission sonore en fonction de la vitesse de circulation (Source : Guide du bruit des transports terrestres, 1980)

Certu (2006) indique que dans les milieux urbains avec une congestion modérée, retenir la vitesse réglementaire de circulation pour chaque catégorie de véhicules conduit généralement à une erreur dite acceptable inférieure à 2dB(A). Cependant, comme la vitesse peut jouer un rôle important sur le niveau des émissions, les hypothèses établies concernant la vitesse sur les différents types de voies peuvent être modulé en fonction de l'étude qui est réalisée et du secteur étudié. Le tableau ci-dessous reprend les hypothèses concernant la vitesse qui sont retenues dans ce cadre d'analyse pour les véhicules légers.

Tableau 8: Hypothèses de vitesse par type de voie

Type de voie	Vitesse Véhicule Léger
Zone « 30 »	30 km/h
Nombreux carrefours à feux ou rue congestionnée	30 km/h
Artère urbaine prioritaire avec carrefours peu importants	50 km/h
VRU à carrefours non dénivelés, rocade	70 km/h
Route interurbaine à une seule chaussée et déviation	90 km/h
Voie express, route interurbaine à chaussées séparées, VRU à caractère autoroutier	110 km/h
Autoroute	130 km/h

3.3.2. Impacts de la pollution sonore

Les impacts de la pollution sonore se réfèrent à l'estimation du nombre d'individus qui sont affectés par le bruit (par type de véhicule). Cette estimation du nombre d'individus exposés se réalise à partir des cartes de bruit stratégique normalisées (voir Encadré : Cartes de bruit stratégique).

Encadré : Cartes de bruit stratégique (CBS) (Source : Sétra, 2007)

Les cartes de bruit stratégique (CBS) se composent d'un ensemble de documents graphiques, de tableaux et d'un résumé non technique destiné « [...] à permettre l'évaluation globale de l'exposition au bruit dans l'environnement et à établir des prévisions générales de son évolution » (art L.572-3 code de l'environnement).

Les CBS sont une obligation de la Directive 2002/49/CE pour des grandes zones urbaines (agglomération \geq 250 000 habitants) et des zones situées le long des principaux corridors de transit (axes routiers \geq 3 millions de véhicules par an). Elles doivent être réexaminées tous les 5 ans.

Les documents graphiques se composent des cartes suivantes :

- **Des cartes d'exposition** ou **cartes de type a** qui représentent les zones exposées à plus de 55 dB(A) en L_{den} et les zones exposées à plus de 50 dB(A) en L_{night} . Elles représentent les courbes isophones¹⁶ de 5 en 5 dB(A) à partir de 55 dB(A) jusqu'au-delà de 75 dB(A) en L_{den} et de 50 dB(A) jusqu'au-delà de 70 dB(A) en L_{night} .
- **Des cartes de dépassement des valeurs limites** ou **cartes de type c** qui représentent pour les zones où les valeurs limites sont dépassés soit pour la route, un seuil de 68 dB(A) en L_{den} et de 62 dB(A) en L_{night} .
- **Des cartes d'évolution** ou **cartes de type d** qui représentent les évolutions du niveau du bruit connues ou prévisibles au regard de la situation de référence représentée sur les cartes de type a (ou cartes d'exposition) pour les deux indicateurs (L_{den} et L_{night}).
- **Une carte de type b** qui représente les secteurs affectés par le bruit.

Les tableaux de données fournissent :

- Une estimation du nombre de personnes vivant dans des bâtiments d'habitation et du nombre d'établissements d'enseignement et de santé exposés d'une part à plus de 55 dB(A) en L_{den} , d'autre part à plus de 50 dB(A) en L_{night} . Ces estimations sont établies par tranche de 5 dB(A) à partir de 55 dB(A) jusqu'au-delà de 75 dB(A) en L_{den} et de 50 dB(A) jusqu'au-delà de 70 dB(A) en L_{night} , en affectant à chaque bâtiment le niveau de bruit évalué en façade la plus exposée. Le nombre de personnes vivant dans les bâtiments d'habitations est arrondi à la centaine près.
- Une estimation du nombre de personnes vivant dans des bâtiments d'habitation et du nombre d'établissements d'enseignement et de santé exposés à des niveaux sonores dépassant les valeurs limites, selon les mêmes modalités.
- Une estimation de la superficie totale, en kilomètres carrées, exposée à des valeurs de L_{den} supérieures à 55, 65 et 75 dB(A).

Un résumé technique qui présente « les principaux résultats de l'évaluation réalisée et l'exposé sommaire de la méthodologie employée pour leur élaboration » (art 3-II-3° du décret). Si les données d'entrée utilisées sont issues d'estimations, cet exposé doit préciser la méthodologie employée (art 3-I de l'arrêté).

¹⁶ Les courbes isophones relient les points d'égal niveau sonore.

Ces cartes de bruit stratégique et les tableaux de données associés permettent d'obtenir la population exposée à différents niveaux de bruit à partir de 50 dB(A) jusqu'à plus de 75 dB(A) par intervalle de 5 dB(A), ainsi qu'en fonction de la période de la journée (jour ou nuit).

Si les estimations des émissions sonores sont mal réalisées, de manière évidente, il y aura une sous (ou sur)-estimation du nombre d'individus subissant la pollution sonore, et par conséquent de la gêne ressentie.

3.3.3. Dommages de la pollution sonore

La pollution sonore génère deux grands types de dommages pour les individus, d'une part de la gêne et d'autre part, des coûts de santé. La gêne correspond au bruit des transports qui imposent des perturbations sociales indésirables qui se traduisent par des coûts sociaux et économiques comme toutes sortes de restrictions portant sur la jouissance d'activités de loisirs souhaitées, l'inconfort et le dérangement (Becker et al., 2012). Quant aux coûts de santé, ils se rapportent à des réactions de stress comme une modification de la fréquence du rythme cardiaque, une augmentation de la pression sanguine et des changements hormonaux. Le bruit augmente également les risques de maladies cardiovasculaires et diminue la qualité (subjective) du sommeil (Becker et al., 2012). La Figure 12 présente les principaux effets de la pollution sonore pour les individus et les dommages qui en découlent.

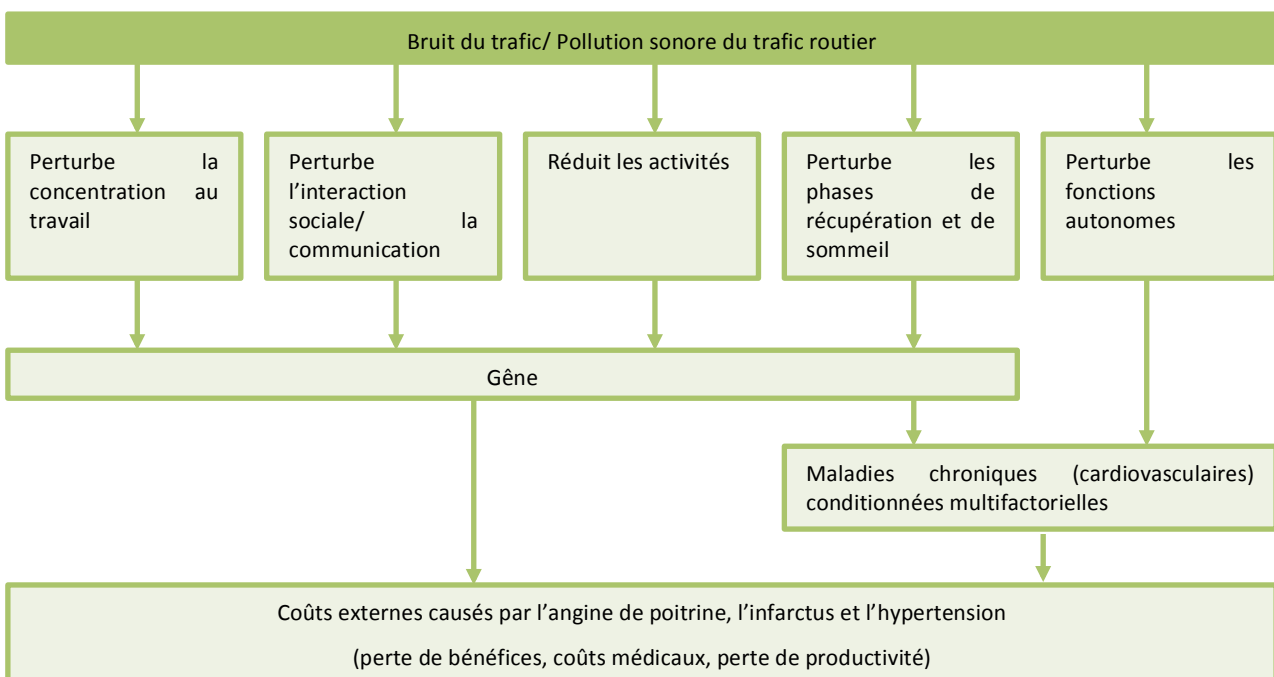


Figure 12 : Effets et dommages de la pollution sonore (d'après Becker et al., 2012)

L'estimation du nombre d'individus souffrant de problèmes médicaux liés à la pollution sonore se détermine à partir de fonction dose-réponse. Ces fonctions doses-réponses établissent des relations entre l'exposition au bruit et le risque cardiovasculaire et les perturbations du sommeil. Elles se fondent sur des études épidémiologiques. Pour plus de détails concernant les fonctions doses-réponses, il faut se référer aux travaux de la *World Health Organization* (2011), *Burden of disease from environmental noise – Quantification of healthy life years lost in Europe*. Finalement, ces fonctions doses-réponses permettent

d'estimer le nombre d'années de vie perdues par les individus qui sont exposés à la pollution sonore. Cette estimation reste essentielle afin de déterminer le coût externe (total) de la pollution sonore.

Cependant, les effets sanitaires ne sont pas tous intégrés puisqu'il est difficile d'isoler la part qui est imputable uniquement à la pollution sonore. De plus, ce sont des effets sanitaires observables sur du long terme.

En outre, certaines conséquences comme la multi-exposition (exposition à différentes sources de bruit) et la co-exposition (bruit couplé à de hautes températures, une exposition à des agents chimiques, etc.) sont mal connues et devraient donner lieu à des études complémentaires afin de les intégrer dans l'évaluation du coût externe de la pollution sonore.

Concernant l'évaluation de la gêne ressentie par les individus par les nuisances sonores, il est établi une relation entre le niveau d'exposition et la part des individus gênés. Cependant, cette relation est imparfaite, elle devrait intégrer des paramètres supplémentaires comme la durée d'exposition, la fréquence, les paramètres non-acoustiques.

Puisque l'ensemble des effets sanitaires imputables aux nuisances sonores ne sont pas intégrés, l'évaluation du coût externe de la pollution sonore est de fait sous estimée. La détermination des valeurs de références pour la pollution sonore en France et en Europe se base uniquement sur les coûts sociaux occasionnés par la gêne et intègre les effets sur le système cardio-vasculaire en négligeant les autres effets sanitaires.

3.3.4. Monétarisation des dommages causés par la pollution sonore

La monétarisation du coût de la gêne se base sur les travaux de Navrud (2002). Il réalise une revue de la littérature détaillée sur l'évaluation économique du bruit. Il en est déduit une valeur moyenne pour la gêne liée au bruit dans l'Union européenne, elle est de 25 €₂₀₀₂ par dB(A) L_{den} par foyer exposé par an. La conversion de cette valeur en France donne 11 €₂₀₁₁ par dB(A) L_{den} par individu exposé par an¹⁷.

De la revue de la littérature de Navrud (2002), la monétarisation du coût de la gêne s'approche par deux méthodes principales :

- Méthode des enquêtes en préférences déclarées. Ces enquêtes permettent de définir le consentement à payer pour un environnement plus calme.
- Méthode des prix hédonistes. Cette méthode consiste à effectuer une comparaison entre le prix des biens immobiliers entre deux lieux qui diffèrent en terme de qualité sonore.

Navrud (2002) réalise une méta-analyse sur les valeurs issues de sa revue de la littérature. En d'autres termes, il ne met pas en place une enquête spécifique de préférences déclarées pour déterminer la valeur monétaire de la gêne causé par la pollution sonore.

Les coûts de santé incluent les coûts médicaux avec les dépenses hospitalières et des traitements médicaux, les coûts liés à l'absentéisme et les coûts des décès prématurés. L'évaluation monétaire des

¹⁷ La conversion à la France se réalise selon le calcul suivant : en moyenne dans l'Union européenne, la valeur est de 25 €₂₀₀₂ par dB(A) L_{den} par foyer exposé par an. Cette valeur est corrigée du taux de taxation indirecte en 2002 en Europe (18,5 %) et du PIB par habitant (celui de la France est 4,3 % plus élevé que la moyenne européenne) afin d'obtenir un facteur de coût spécifique au cas français. En corrigeant de l'inflation (14,2 % entre 2002 et 2011), on obtient 25,1 €₂₀₁₁ par dB(A) L_{den} par foyer exposé par an. Finalement, en corrigeant du nombre de personnes par foyer (2,3 en France en 2011), on obtient 10,9 €₂₀₁₁ par dB(A) L_{den} par individu exposé par an. (Croq et Le Maître, 2013).

coûts de santé se base sur la valeur de la vie statistique (VVS). Nous rappelons que la VVS est estimée à 3 millions d'euros 2010 pour la France, tandis qu'en Europe, la VVS moyenne retenue est de 1,7 millions d'euros.

Finalement, la monétarisation des dommages permet de calculer une valeur monétaire unique caractérisant le coût de la pollution sonore par individu exposé en fonction du niveau de dB(A) qui intègre à la fois le coût de la gêne et les coûts de santé.

Tableau 9 : Valeurs du coût de la pollution sonore en euros pour le transport routier

L_{den} (dB(A))	Europe (Allemagne) en € ₂₀₀₈ (CE Delft, 2011b)	France en € ₂₀₁₀ (Quinet, 2013)
50	-	-
51	-	11
52	-	21
53	-	32
54	-	43
55	50	54
56	60	65
57	71	75
58	81	86
59	91	97
60	101	108
61	111	119
62	121	130
63	131	150
64	141	167
65	151	187
66	161	209
67	171	233
68	181	259
69	192	287
70	202	317
71	265	350
72	281	385
73	297	422
74	314	462
75	330	505
76	347	550
77	363	597
78	379	648
79	396	701
80	412	757
81	429	-

3.3.5. Critiques/remarques sur la monétarisation des dommages

La monétarisation des dommages est dominée par la méthode des prix hédonistes qui consiste à effectuer une comparaison dans le cas d'une nuisance, entre le prix du sol à deux endroits qui ne diffèrent que par la qualité de l'environnement. Cette méthode des prix hédoniques se fonde sur les travaux de Rosen (1974) concernant la modélisation théorique des marchés implicites.

D'une manière très générale, la méthode des prix hédoniques se fonde sur le fait que le prix de certains biens comme les logements, est influencé par les caractéristiques de qualité comme l'exposition au bruit.

En reliant les variations de prix aux variations de qualité de l'environnement, il est possible d'en déduire la valeur que les individus attachent à la qualité de l'environnement.

Bien que cette méthode soit celle qui domine la méthodologie afin de monétiser les dommages de la pollution sonore, il faut en connaître ses limites :

- Elle suppose la transparence du marché immobilier, et la mobilité des individus en fonction des variations de l'environnement, ou du bruit dans ce cadre. Or le marché de l'immobilier ne permet pas de prendre en compte toute l'information ;
- Certaines variables présentent une interdépendance, comme l'existence de bruit et la proximité de sites d'accès (routes, métro, etc.) ou de sites d'accueil (écoles, etc.) ;
- Elle ne permet pas nécessairement de prendre en compte les dommages hors du lieu d'habitation puisque la disposition à payer est déterminée sur la perte de valeurs immobilières ;
- Isoler le rôle du bruit dans la variation du prix peut être une tâche ardue puisque de nombreux autres facteurs vont influencer le prix (et la décision d'achat) ;
- Dans certains cas, les individus avec des revenus élevés peuvent ressentir les nuisances sonores plus fortement que des individus avec des revenus plus faibles puisque les priorités ne sont pas nécessairement les mêmes. Ainsi, il existe un risque de conclure que le coût du bruit est plus faible dans les zones défavorisées.

Concernant plus spécifiquement la valeur monétaire utilisée afin de monétiser les coûts externes du bruit, elle se fonde sur une revue de la littérature réalisée par Navrud (2002) pour le compte de la Commission Européenne. Les valeurs utilisées ne sont pas identiques au niveau européen et en France. En effet, en France, la valeur monétaire a été actualisée afin de prendre en compte les spécificités françaises, notamment en termes de richesses. Cette valeur monétaire déduite de Navrud (2002) soulève plusieurs remarques que nous listons ci-dessous :

- L'étude de Navrud a été publiée en 2002. Elle regroupe un grand nombre d'étude réalisée sur l'évaluation monétaire de la pollution sonore en Europe et aux États-Unis mais qui ont toutes été réalisées bien évidemment avant 2002. Par conséquent, les valeurs déduites actuellement, malgré l'actualisation des données ne correspondent peut-être plus à la valeur que les individus attribuent à la pollution sonore.
- Outre l'actualisation des données, les résultats fournis par l'étude de Navrud (2002) sont très disparates allant de 2€₂₀₀₁/dB/ménage/an à 959€₂₀₀₁/dB/ménage/an. Ainsi, il se pose la question d'utiliser une valeur quasi-unique au niveau européen, d'autant plus que Navrud (2002) ne fournit pas de valeur moyenne pour l'évaluation du coût de la pollution sonore.

3.3.6. Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe de la pollution sonore

La méthodologie pour estimer le coût de la pollution sonore du trafic routier est identique au niveau européen et français. L'approche retenue est une approche *bottom-up* (Handbook 2008) ou *Impact Pathway Approach* (IPA) (Handbook 2014) en plusieurs étapes. La Figure 13 résume cette méthodologie.

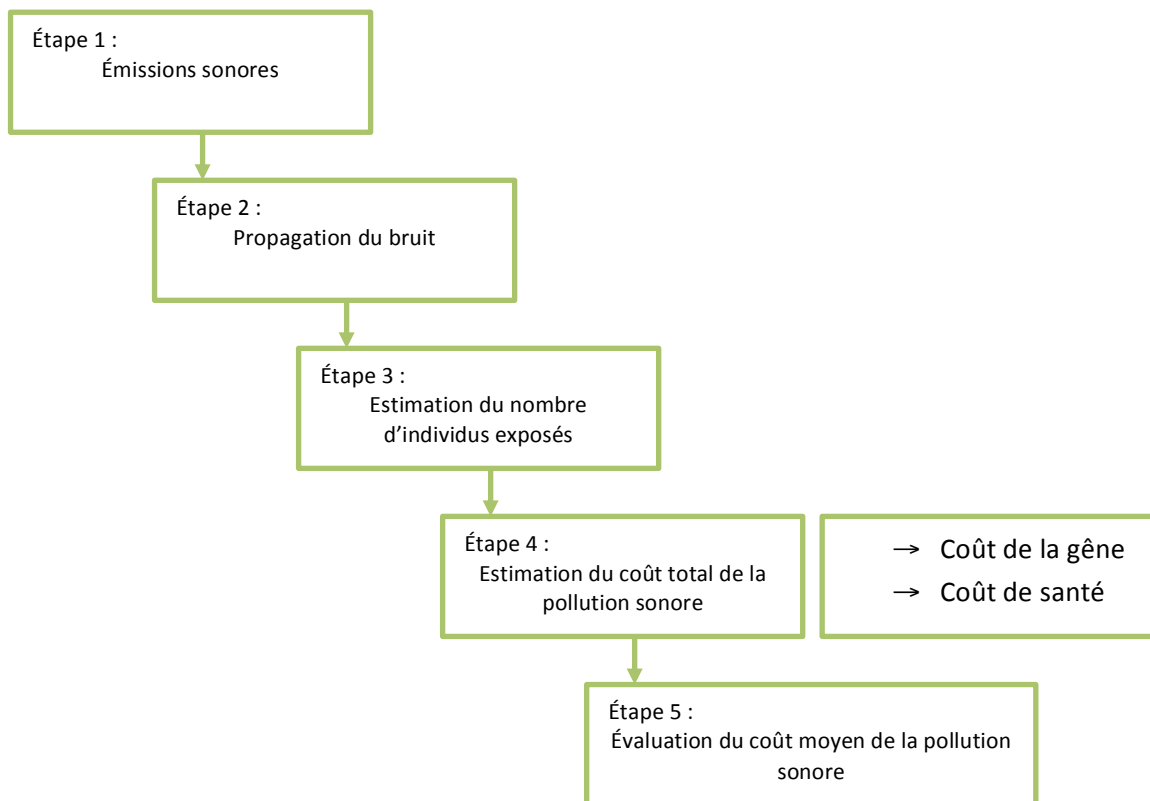


Figure 13 : Méthodologie de l'évaluation de la pollution sonore (d'après Becker et al., 2012 et Handbook 2014)

- **Les émissions sonores** permettent de déterminer les changements du niveau du bruit qui sont mesurés en termes d'évolution dans le temps (période de la journée), le lieu, la fréquence, le niveau et la source du bruit.
-
- La **dispersion ou propagation du bruit** permet d'estimer les différences d'estimation au bruit selon la localisation géographique. Elle se mesure en dB(A) et avec les indicateurs du niveau de bruit tels que présenté par la directive 2002/49/CE. Les résultats de cette étape permettent de construire les cartes de bruit stratégique.
-
- L'**estimation du nombre d'individus exposés** se réalise à partir des cartes de bruit stratégiques normalisées. Ainsi, cette étape permet d'estimer le nombre d'individus affectés par le bruit par catégorie de véhicule en distinguant 5 niveaux de bruit différents (55-59 dB(A) ; 60-64 dB(A) ; 65-69 dB(A) ; 70-74 dB(A) ; 75 et + dB(A)).
- L'**estimation de coût total de la pollution sonore** s'obtient en multipliant le nombre d'individus affectés par le coût du bruit par individu exposé d'après les valeurs du Tableau 9 .
- L'**évaluation du coût moyen de la pollution sonore** s'effectue en allouant le coût total du bruit par le total de véhicule par kilomètre selon les modes de transport. De plus, il est possible d'utiliser des

facteurs de pondération pour chaque type de véhicule afin de prendre en compte les caractéristiques spécifiques aux véhicules. Le Tableau 10 donne les facteurs de pondération à utiliser (Handbook 2008).

Tableau 10: Facteurs de pondération du bruit par type de véhicules routiers et de route (Source : Handbook 2008)

	Urbain (50 km/h)	Autres routes (80 km/h et +)
Voiture particulière essence	1	1
Voiture particulière diesel	1,2	1
Voiture particulière GPL	1	1
Mobylette	9,8	3
Moto	13,2	4,2
Bus	9,8	3,3
Van	1,5	1,2
Poids lourds < 12 ton	9,8	3
Poids lourds > 12 ton	13,2	4,2
Poids lourds avec remorque	16,6	5,5

Cette méthodologie d'évaluation des coûts externes causés par la pollution sonore est celle préconisée au niveau européen et français lorsque les cartes stratégiques de bruit existent afin d'estimer le nombre d'individus exposés à la pollution sonore. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, il existe une autre méthode d'évaluation des coûts externes de la pollution sonore. Cette dernière repose sur les trafics mesurés, et prévisionnels sur une infrastructure. Les valeurs de références pour la France (Quinet, 2013 d'après les travaux du Sétra) et l'Europe (Handbook 2014) sont données en annexe 10.4 page 148.

Résumé coût externe de la pollution sonore :

- Pas de différence majeure concernant la méthodologie d'évaluation du coût externe de la pollution sonore en Europe et en France : méthodologie de type approche *bottom-up*
- Indicateur de bruit permettant la mesure des émissions du bruit régité par la Commission européenne (Directive 2002/49/CE)
- La monétarisation des dommages en Europe et en France se base sur les mêmes études (Navrud, 2002).
- Les différences dans le coût externe de la pollution sonore résident essentiellement dans l'actualisation de la monétarisation des dommages pour prendre en compte les spécificités de la France.

Recommandations :

- Des études pourraient être réalisées sur la multi-exposition et la co-exposition au bruit ;
- Réaliser une (des) nouvelle(s) études pour la monétisation de la pollution sonore (enquête en préférences déclarées ou méthode des prix hédoniques), au moins dans le contexte français afin de déduire une valeur de référence concernant la pollution sonore imputable au transport routier ;
- Réaliser une nouvelle méta-analyse qui prendrait en compte uniquement le transport routier afin d'actualiser les valeurs de référence utilisées actuellement en Europe et en France.

3.4. Calcul des coûts externes des effets amont et aval

Les effets amont et aval correspondent aux différentes externalités générées avant et après l'usage d'une infrastructure. Il est retenu trois grandes catégories d'externalités dans les effets amonts et aval (Ducos, 2013 ; Handbook 2008) :

- Les externalités liées à la production d'énergie et sa distribution (« du puits au réservoir ») : la production de carburant et d'électricité génère des polluants vers l'air, l'eau et le sol. Les émissions ont lieu lors de l'extraction de la matière première, de son transport et de sa transformation ainsi que lors du transport du produit fini. Les risques environnementaux et sanitaires de la production et de la distribution d'énergie (*e.g.* risques de déversement accidentels d'hydrocarbures) ne sont pas encore suffisamment documentés pour être intégrés ;
- Les externalités liées à la production de véhicules, leur maintenance et retrait : ces activités sont consommatrices d'énergie et de matériel et génèrent des externalités dont les plus connues sont le changement climatique et la pollution atmosphérique ;
- Les externalités liées à la construction, maintenance et fin de vie de l'infrastructure : ces activités génèrent des externalités liées à l'occupation des sols, aux matériaux de construction et au matériel de chantier utilisés.

Cependant, même si les guides méthodologiques s'accordent pour retenir trois grandes catégories d'externalités, seules les externalités liées à la production d'énergie font l'objet d'évaluation. Les deux dernières catégories citées plus haut ne font pas l'objet de recommandations pour les intégrer dans le coût externe des effets amont et aval. Les méthodologies européenne et française sont identiques, par conséquent, sauf mention contraire, la présentation qui suit est valide pour les deux méthodologies.

3.4.1. Émissions des effets amonts et aval

Pour les émissions de polluants atmosphériques et de GES lors de la production d'énergie et de sa distribution, il est pris en compte les polluants suivants :

- Pollution atmosphérique due aux émissions du « puits au réservoir » de PM₁₀, PM_{2,5}, NO_x, SO₂ et COV. Ce sont les mêmes polluants que ceux liés au coût externe de la pollution atmosphérique présenté en section d « Émissions » (et activités de transport) page 24 de ce rapport.
- Changement climatique due aux émissions du « puits au réservoir » de GES (CO₂, N₂O, CH₄), ce sont les mêmes GES que ceux présentés en section 3.2.1 concernant le changement climatique.

La méthode de détermination des émissions de polluants cités plus haut est identique à celles présentées en section e Estimation des « concentrations de polluants » page 27. En effet l'approche EcoSense décrite plus haut donne directement des variations de concentrations des polluants (primaires et secondaires), et au delà des coûts des dommages de la pollution de l'air (sanitaire et autres) induits par une quantité de polluants primaires. Ces coûts sont établis selon le type de sources d'émissions, notamment les installations de productions d'énergie. Les facteurs d'émissions sont cependant spécifiques aux installations. Il est vraisemblable qu'ils relèvent de la méthodologie européenne EMEP/Guidebook qui traite de tous les secteurs d'activités.

3.4.2. Impacts des effets amont et aval

Puisque les effets amont et aval prennent en compte des les émissions de polluants atmosphériques et de GES, les impacts sont semblables à ceux présentées pour ces deux types de coûts externes (se référer aux sections 3.1.1.2 et 3.2.2).

3.4.3. Dommage des effets amont et aval

Puisque les effets amont et aval prennent en compte des les émissions de polluants atmosphériques et de GES, les dommages sont semblables à ceux présentées pour ces deux types de coûts externes (se référer aux sections 3.1.1.2 et 3.2.3).

3.4.4. Monétarisation des dommages des effets amont et aval

Concernant les externalités liées à la production d'énergie et de sa distribution, les valeurs de références utilisées sont les mêmes que celles utilisées pour déterminer le coût externe de la pollution atmosphérique et du changement climatique selon la méthodologie européenne (CE Delft, 2011b).

En France, les valeurs de références concernant les effets amont et aval de circulation sont reportées dans le Tableau 11.

Tableau 11: Valeurs de références recommandées pour les effets amont et aval à la circulation (Source : Quinet, 2013)

Véhicules	Valeurs de références en € ₂₀₁₀ / 100 veh.km
Voiture particulière	0,90
Bus	2,83
Deux-roues	0,42
Poids-lourds	2,96
Véhicules utilitaires légers	1,14

Source : CGSP

3.4.5. Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe des effets amont et aval

CE Delft (2011b), Handbook 2014 et Quinet (2013) rappellent que la méthodologie est identique à celle proposée pour l'évaluation du coût externe de la pollution atmosphérique et du changement climatique. La différence provient que les émissions déterminées sont issues de la production d'énergie et de sa distribution.

Le rapport Quinet (2013) transpose les résultats du Handbook 2008 et CE Delft (2011b) et recommande d'entreprendre des recherches plus approfondies afin de pouvoir disposer de valeurs pour les effets amont et aval plus adaptées, plus complètes et plus précises.

Une critique majeure est la non-prise en compte des deux autres externalités, c'est-à-dire les externalités liées à la production de véhicules, leur maintenance et retrait, ainsi que les externalités liés à la construction, maintenance et fin de vie de l'infrastructure. Dans l'état actuel des recherches concernant ses deux externalités, il nous est impossible d'émettre une analyse critique approfondie puisqu'il n'existe pas de méthodologie. Ces deux externalités, bien que citées, ne sont pas prises en compte dans l'évaluation du

coût externe des effets amont et aval. Par conséquent, cette non-prise en compte engendre une sous-estimation de ce coût externe, mais nous ne sommes pas en mesure de quantifier cette sous-estimation.

Résumé coût externe des effets amont et aval :

- Pas de différence majeure concernant la méthodologie d'évaluation du coût externe des effets amont et aval en Europe et en France.
- La méthodologie est identique à celle préconisée pour la pollution atmosphérique et le changement climatique puisque ce sont les mêmes polluants. En revanche, ils sont déterminés en amont de la circulation puisqu'ils ne concernent que ceux émis lors de la production d'énergie et de sa distribution.
- Les différences proviennent des valeurs de référence utilisées pour la VAV et la tonne CO₂.

Recommandation :

- Entreprendre des recherches plus approfondies afin de pouvoir disposer de valeurs pour les effets amont et aval plus adaptées, plus complètes et plus précises.
- Développer la recherche concernant les externalités non prises en compte actuellement (les externalités liées à la production de véhicules, leur maintenance et retrait, ainsi que les externalités liés à la construction, maintenance et fin de vie de l'infrastructure)

3.5. Autres coûts environnementaux

D'autres coûts environnementaux peuvent être pris en compte lors de l'évaluation du coût externe du transport routier comme les coûts de la nature et du paysage, la pollution des sols et des eaux, le coût de la dépendance énergétique (Handbook 2008). D'une manière générale, que ce soit au niveau européen ou au niveau français, ces autres coûts environnementaux ne font pas l'objet d'autant de développement que ceux présentés jusqu'à présent. Ce sont des coûts qu'il faudrait prendre en compte, mais où généralement il n'émerge pas de consensus scientifique pour une intégration en pratique. Par conséquent, il n'existe pas de méthodologie univoque, nous présentons néanmoins les différentes pistes de recherches à poursuivre qui sont évoquées au niveau européen et français.

3.5.1. Coûts de la nature et du paysage

La construction des infrastructures de transport entraîne des changements dans l'utilisation des terres et du paysage. CE Delft (2011b) indique que la mise en place d'infrastructure de transport s'accompagne d'effets indésirables sur la biodiversité et les écosystèmes. Ces pressions sont de quatre types :

- La perte d'habitat ou la réduction du domaine vital des espèces sauvages due à l'artificialisation des sols. Ces impacts sont plus communément appelés impacts *directs* ;
- La fragmentation des habitats soit l'isolement des patchs d'habitats ou morcèlement du paysage affectant sa connectivité, qui constituent les impacts *indirects* ;
- Les impacts *induits* par l'infrastructure pas la mise en place d'aménagements connexes (*e.g.* gares, aires d'autoroutes, urbanisation) ;
- La dégradation de la qualité des habitats par les nuisances sonores ou visuelles, vibrations, salinisation ou encore par les pollutions engendrées par le trafic que les infrastructures permettent.

L'ensemble de ces pressions provoquent une perte de services écosystémiques (voir encadré ci-dessous pour une définition), qui lorsqu'elle n'est pas prise en compte et internalisée, génère une perte nette de bien-être social. Les trois premiers types d'impacts sont générés par la construction de l'infrastructure, le dernier est généré par le trafic.

Encadré : Les services écosystémiques pour communiquer sur la dépendance de nos sociétés au système de support écologique

Le concept de services écosystémiques (SE) est perçu comme une façon de démontrer explicitement l'existence d'interactions et d'interdépendances entre les sociétés humaines et l'environnement naturel. Le fonctionnement des écosystèmes produit des flux de matière, d'énergie ou d'information que les humains utilisent ou non. Les SE se définissent par les avantages retirés de la partie utilisée de ces flux par les populations humaines. Ils se situent donc à l'interface entre deux sphères : d'une part, la structure et le fonctionnement des écosystèmes produisant des flux potentiellement utilisés (coté offre, en vert) et, d'autre part, la société et ses composantes, susceptibles d'en bénéficier (coté demande, en bleu).



Un changement dans la fourniture de ces services, amélioration ou détérioration induite par de nouvelles pressions ou protections, provoque une perte ou un gain en termes de bien-être pour les populations. Ces changements, dont l'impact n'est pas observable sur un marché, peuvent être évalués économiquement par un ensemble de techniques d'évaluation des actifs non marchands. Les SE sont classés en quatre grands types : services de support (généralement non évaluables), approvisionnement, régulation, culturel (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2005).

La France s'est engagée à limiter ce type de pressions. Elle est en effet devenue signataire de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) au cours de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement de Rio de Janeiro en 1992. Conformément à cet engagement international, la France s'est dotée d'une Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) en Février 2004, révisée ensuite en 2009. La SNB est structurée selon quatre grandes orientations visant à mobiliser tous les acteurs, reconnaître sa valeur au vivant, améliorer la prise en compte par les politiques publiques et développer la connaissance scientifique concernant la biodiversité. Ces orientations sont déclinées en plans d'action sectoriels dont celui concernant les infrastructures de transports terrestres.

Pourtant ces externalités ne sont pas intégrées dans les projets et peu d'applications et de recherches ont été menées concernant l'impact des projets d'infrastructures sur la fourniture de services écosystémiques ni sur l'impact du trafic sur ceux-ci. Ce, alors même que la réflexion avait été engagée dans le rapport Chevassus-Au-Louis et al. (2009). En France comme à l'international, peu de travaux peuvent être cités (Broekx et al., 2013 ; DEFRA, 2008 ; SETRA, 2010 ; UNEP, 2014 ; Mandle et al., 2015, Tardieu et al., 2013, 2014, 2015 et 2016). Par ailleurs, les études stagnent souvent au stade de l'encouragement à la réflexion, considérant que les connaissances sont encore trop peu nombreuses et que nous n'en comprenons pas encore tous les effets, comme cela a été le cas dans le rapport Quinet (2013).

D'autres travaux proposent de monétiser les dégradations faites à l'environnement à travers des coûts de restauration ou de remplacement pour la perte d'habitats. C'est le cas, par exemple, dans l'étude de l'Office fédérale du développement territorial de Suisse (2003) ou encore le Projet ExternE basé sur le Rapport INFRAS / IWW (2004) et le Handbook 2014. Ces rapports ne traitent donc pas explicitement de la

perte de services mais de l'évaluation de la perte d'habitats. La fragmentation est, quant à elle, approchée par des coûts de remplacement relatifs à la mise en place de passages à faune. Ces valeurs ne reflètent pas de manière exhaustive la perte subie par la société de la dégradation des écosystèmes, puisqu'elles ignorent la perte de flux de services.

Encadré : Habitat et écosystèmes du Handbook 2008 au Quinet 2013

Le Handbook 2008 considère 3 types d'externalités sur les habitats et les écosystèmes :

- La perte d'habitat
- La perte indirecte due à la fragmentation des habitats
- La dégradation de la qualité des habitats.

Dans l'approche 2008, il est proposé plusieurs approches pour intégrer ces externalités.

- Par des coûts de restauration de l'habitat (éviter la perturbation animale par les effets de barrière, perturbation visuelle, pollution lumineuse, etc.), restauration des connectivités entre habitats ou de la récréation d'un écosystème (INFRAS/IWW, 2000/2004) ;
- Valorisation au prix standard pour quantifier les effets négatifs des émissions (comme acidification ou eutrophisation (ExternE, 1999; NewExt, 2004). Ces coûts entrent dans la catégorie pollution de l'air ;
- Valorisation de la dégradation des sols et de l'eau par des coûts de réparation ou coûts des dommages ((INFRAS/IWW, 2000/2004)

Quinet (2013) et le rapport Ducos (2013), dans la lignée de Chevassus au Louis (2009) se démarquent en intégrant la notion de services écosystémiques. Même si aucune valeur tutélaire n'est proposée en considérant que les valeurs ne sont pas assez fiables et trop lacunaires, intégrer la notion de service dans la démarche éviter-réduire-compenser élargit les externalités prises en compte. Le rapport Quinet propose donc « *de mobiliser toute l'expertise nécessaire (communauté scientifique, experts, parties prenantes) pour aboutir à des valeurs bénéficiant d'un consensus scientifique et couvrant l'ensemble des écosystèmes susceptibles d'être affectés par des projets d'aménagement* ». Ceci reviendrait donc à ne plus uniquement prendre en compte la dégradation de l'habitat comme dans les approches proposées avant, mais bien d'évaluer la perte sociale engendrée par la perte de service qui y est associée. On change donc de perspective et on va (un peu) plus loin dans l'approche française.

Par exemple si une forêt périurbaine est dégradée plusieurs services écosystémiques ne seront plus rendus. Avec l'approche 2008, on le valoriserait en calculant le coût de restauration de la forêt. Si on prend en compte les services écosystémiques, on prend en compte la perte de séquestration du carbone qu'offrait la forêt avant dégradation, de régulation de la qualité de l'air, du service de récréation, de régulation de la qualité de l'eau etc. On peut aussi par exemple avoir un cout associé à la perte de pollinisation des cultures entomophiles dû 1) à la perte d'habitat des pollinisateurs, 2) à un effet de barrière provoquées par les nuisances sonores. Ce second effet n'est pas considéré si l'on ne raisonne pas en termes de service.

Notons que dans le Handbook 2014, il n'est pas question non plus de services écosystémiques.

Tableau 12 : Services écosystémiques impactés par l'infrastructure (I) et par le trafic (T)

Type de Service (MEA)	Processus écologique fournissant le service	Service	Bénéfice	Impact
Provision	Conversion de l'énergie solaire en biomasse	Approvisionnement en nourriture	Approvisionnement en produits de cueillette et produits de l'agriculture	I, T
	filtration, rétention and stockage d'eau douce	Approvisionnement en eau	Approvisionnement en eau pour des usages de consommation ou d'irrigation	I
	Conversion d'énergie solaire en biomasse	Approvisionnement en matières premières	Approvisionnement en produit de cueillette (bois de chauffe) ou en fourrage pour le pâturage	I
Régulation	Rôle des écosystèmes dans les cycles biogéochimiques	Régulation de la qualité de l'air	Maintien d'une bonne qualité de l'air ou amélioration de la qualité de l'air	I, T
	Influence des processus écosystémiques sur le climat	Régulation du climat global et local	Maintien d'un climat favorable au niveau local ou global	I, T
	Influence des structures écosystémiques pour limiter les perturbations	Prévention des perturbations (inondations, submersion...)	Protection contre les tempêtes (récifs coralliens), contre les inondations (zones humides et forêts)	I
	Rôle des écosystèmes dans la régulation des flux d'eau	Régulation des flux d'eau (soutien d'étiage)	soutien d'étiage	I
	Rôle de la végétation et facteurs biotiques dans le traitement ou le stockage des nutriments	Traitement de l'eau	Contrôle de la pollution /dénitrification, filtration de particules.	I, T
	Rôle du système racinaire et des facteurs biotiques dans la rétention des sols	Prévention de l'érosion	Maintenance de terres arables, Prévention des dommages de l'érosion et glissements de terrains	I, T
	Rôle des pollinisateurs sauvages dans le mouvement des gamètes florales	Pollinisation	Pollinisation de plantes sauvages et des cultures	I, T
	Contrôle des populations dans les relations trophiques-dynamiques	Contrôle biologique	Contrôle de maladies et des invasions, réduction des dommages sur les cultures	I, T
Culturel	Création de paysages attractifs	Paysage	Bien-être retiré de la beauté scénique (routes panoramiques, le logement, etc.)	I, T
	Variété des paysages ayant des usages récréatifs potentiels	Recréation	Recréation de plein air, sport de plein air, ou écotourisme	I, T

Quel serait l'intérêt de prendre en compte les services écosystémiques dans les outils d'évaluation ?

Aujourd'hui les projets sont évalués à travers deux outils. L'étude d'impact environnemental et l'analyse coût-avantage (ou bilan socio-économique des projets).

L'étude d'impact environnemental vise à déterminer le meilleur tracé d'infrastructure au sens de la minimisation de l'impact sur différents biens environnementaux (milieux naturels, ressources en eau, sylviculture et agriculture, et paysage). La recherche de ce tracé se fait dans la séquence ERC, soit en (1) **E**vitant autant que faire se peut les impacts et les dégradations environnementales des projets, (2) **R**éduisant les effets ne pouvant être évités en adaptant les caractéristiques du projet, et (3) **C**ompensant les impacts résiduels dans le but de générer des avantages écologiques au moins équivalents à la perte. Les critères d'évaluation environnementale utilisés restent cependant qualitatifs, et mènent parfois à des évaluations manquant de poids dans la défense d'un tracé face à d'autres critères, particulièrement lorsqu'il s'agit de biodiversité ordinaire.

La prise en compte des SE dans les études environnementales serait justifiée par plusieurs raisons. La première raison est réglementaire. En effet, la CDB a adopté, en 2010, à Nagoya, un plan stratégique pour limiter la perte de la biodiversité mondiale d'ici à 2020. L'un des principaux objectifs annoncé était de réduire l'artificialisation des habitats naturels (objectif 5 des objectifs d'Aichi) *«D'ici à 2020, le rythme d'appauvrissement de tous les habitats naturels, y compris les forêts, doit être réduit de moitié au moins et si possible ramené à près de zéro, et la dégradation et la fragmentation des habitats doivent être sensiblement réduites»*. La nouvelle stratégie communautaire en faveur de la biodiversité (2011) place parmi ses actions prioritaires à 2011 (Action 7) *«Éviter toute perte nette de biodiversité et de services écosystémiques»*. La France est signataire ou partie prenante des textes internationaux mentionnés ci-dessus. La phase d'évitement devrait donc, conformément à ces nouveaux objectifs, intégrer de la même manière que les autres atteintes, les atteintes aux services écosystémiques clés du territoire (paysage, récréation, épuration des eaux, etc.).

La seconde raison est méthodologique. La prise en compte des SE met en lumière des impacts jamais pris en compte par ailleurs (ou seulement évoqués). Par exemple, les pollinisateurs sont perturbés à la fois par la construction d'une infrastructure (perte d'habitat) et par le trafic engendré par l'infrastructure perturbant le mouvement des espèces (Carré et al., 2009). Or, la flore sauvage et plusieurs cultures entomophiles dépendent de la pollinisation, et une altération de ces services génère une perte sociale non prise en compte à ce jour. Par ailleurs, elle connecte pour la première fois les problématiques de biodiversité et socio-économiques. C'est une manière efficace d'identifier les pertes socio-économiques significatives dues aux impacts environnementaux. Cela permet également de prendre en compte les impacts multi-échelle puisque les SE sont rendus à l'échelle locale, régionale, nationale et globale. Enfin, elle permet une meilleure identification et spécification des impacts directs et indirects car elle offre une approche plus globale (par les fonctions écologiques). Ceci permettrait donc des mesures d'évitement plus larges, prenant en compte plus d'impacts.

Enfin, la troisième raison est de répondre à une préoccupation publique. En effet, la plus grande majorité des comptes rendus de débat public et des cahiers d'acteurs ont montré que les préoccupations principales du public portent essentiellement sur des questions d'aménagement du territoire, d'environnement, de santé publique et de coût du projet, notamment pour les projets de grande ampleur. L'analyse mettrait donc en lumière des éléments d'informations supplémentaires éclairant non seulement les décisions publiques mais également le grand public.

Pour toutes ces raisons, il serait utile de systématiser l'approche dès le stade du débat public. En effet, celui-ci, très à l'amont du processus d'élaboration des projets, vise à déterminer de grandes orientations ou options relatives à la suite de la conduite du projet d'infrastructure. Élaborer ces études préalables éclairerait le débat sur les enjeux majeurs de biodiversité et sur leur prise en compte par les différentes options du projet.

Le bilan socio-économique vise à mettre en balance les avantages et les coûts du projet sur le tracé final de l'infrastructure. S'agissant d'investissements publics, l'évaluation ne peut se limiter à un bilan financier des impacts et doit prendre en compte les externalités. L'attribution d'une valeur économique à la perte de services écosystémiques dans le bilan socio-économique permettrait d'éclairer la décision de deux manières complémentaires. Tout d'abord, elle permettrait de déterminer les mesures d'insertion à mettre en œuvre par comparaison de leurs coûts et de leurs avantages respectifs à condition qu'elles permettent de maintenir l'état initial de la biodiversité (Ducos et al., 2013). Ici donc, les études environnementales et l'évaluation socio-économique trouvent toute leur complémentarité : l'étude d'impact propose par exemple des mesures d'insertions environnementalement efficaces ; l'évaluation socio-économique identifie parmi ces mesures la ou les plus coût-efficace(s). Ensuite elle permettrait de prendre en compte les dommages qui n'ont pu être internalisés par la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire » et de les faire apparaître dans le calcul socio-économique parmi les externalités du projet.

Conclusion :

- La perte de services écosystémiques n'est pas prise en compte dans l'évaluation des externalités liées au transport.
- Prendre en compte les services permettrait d'élargir le champ des impacts environnementaux pris en compte dans les outils d'évaluation existants, en intégrant des impacts jusqu'alors ignorés.
- Elle permettrait la sélection des projets ayant la meilleure profitabilité tout en prenant en compte les coûts environnementaux associés.

Difficultés de prise en compte des SE

Les difficultés liées à l'intégration et à l'évaluation des SE dans le cadre des infrastructures de transport sont multiples (détaillées dans Tardieu, 2016). Outre le manque d'études réalisées à ce jour et déjà évoqué plusieurs fois, les principaux défis sont :

- *Défi 1* : déterminer de manière spatialement explicite la perte de SE

Le défi principal relève de la modélisation et de la spatialisation/cartographie des services écosystémiques. La présence potentielle, les niveaux d'offre, de demande et donc de valeurs associées aux services, sont influencés par de multiples variables spatiales. La présence et l'offre de service varient selon le type d'habitat, l'utilisation des terres et leur configuration, le climat, les conditions hydrologiques, la topographie, les propriétés du sol, la faune et la flore présente. La demande par les bénéficiaires dépend de la localisation du site (proximité d'une aire urbaine), du degré d'accessibilité au site, et du nombre de substituts (sites offrant les mêmes services) dans les alentours. Les valeurs associées aux services dépendent du nombre de bénéficiaires, du contexte socio-économique et des préférences sociales. Enfin, les services sont fournis à différentes échelles spatiales, puisqu'ils peuvent être rendus localement ou globalement. Les variables spatiales auront d'autant plus d'importance qu'il s'agit d'un service produit et demandé au niveau local. L'évaluation spatialement explicite des services est complexe, consommatrice en temps et relativement nouvelle dans la littérature.

➤ *Défi 2 : la caractérisation des impacts sur les SE*

Par ailleurs, une infrastructure de transport linéaire fragmente les paysages. Les impacts de l'infrastructure sur les écosystèmes sont donc susceptibles d'être différents en termes d'étendue et de magnitude selon les fonctions écologiques et donc les services en question. Une caractérisation des impacts est donc nécessaire pour l'évaluation. L'étendue de l'impact peut être associée à l'influence de l'infrastructure sur la connectivité des écosystèmes dont ceux-ci dépendent pour la fourniture de certains services, et de la présence d'effets de seuil. Ne pas considérer ce facteur peut conduire à une sous-estimation de la perte et à un changement d'arbitrage entre variante pour certains services.

➤ *Défi 3 : la prise en compte du temps*

Enfin, l'intégration des pertes de services nécessite de traiter l'évolution temporelle des valeurs associées à la perte. L'idée dominante en économie de l'environnement est que les prix implicites des actifs naturels tendront à se réévaluer par rapport aux prix des produits manufacturés (initialement proposée par Krutilla & Fisher, 1975, 1985). Une réévaluation dans le temps des valeurs des biens et services environnementaux (prix relatifs) peut être considérée par rapport aux prix des biens manufacturés. Plusieurs raisons justifient l'évolution des prix relatifs des SE. Hanley and Spash (1993) retiennent au moins trois raisons. D'abord, en raison du déclin croissant des aires naturelles et semi-naturelles (MEA, 2005). Puisque leur substituabilité est limitée, chaque zone restante prend plus de valeur car le consentement à payer augmente en raison de la loi de l'utilité marginale décroissante. La seconde raison est l'information croissante concernant le rôle des écosystèmes dans le bien-être humain. Les individus étant mieux informés auront probablement un consentement à payer plus grand pour préserver les ressources naturelles. Enfin la troisième raison est l'augmentation de la prospérité matérielle (effet richesse) qui fait croître à son tour le consentement à payer pour des biens non marchands se raréfiant.

La période d'actualisation varie selon l'infrastructure : elle est en général de 50 ans pour une infrastructure ferroviaire et de 100 ans pour une infrastructure routière, avec 5 ans de travaux pour chacun.

➤ *Défi 4 : l'intégration dans les outils de décision existants*

D'autre part, l'intégration des services dans les outils de décisions amène d'autres défis. On cherche d'abord à ce que l'analyse soit exhaustive, puisque l'on souhaite pouvoir comparer des variantes de tracés d'infrastructures, mais également discriminante puisqu'elle doit pouvoir conduire à un choix de tracé. La difficulté est ici augmentée par le caractère étendu d'une infrastructure de transport traversant par conséquent de multiples écosystèmes variés et multifonctionnels. La précision des modèles exprimant spatialement l'offre, la demande et la valeur du changement doit enfin être mise en balance avec la possibilité de reproduire l'analyse sur d'autres projets d'infrastructure.

Enfin, l'analyse doit d'inscrire dans un processus en « entonnoir » spécifique aux projets d'infrastructures. En effet les impacts environnementaux des projets d'infrastructures sont étudiés de plus en plus précisément tout au long du projet. De telle manière que l'analyse des impacts est faite sur des corridors de 10-15 km de large lors des phases préliminaires, à des fuseaux de 1-5 km à des phases plus avancées, et finalement sur des tracés de quelques centaines de mètres. L'échelle des données de système d'information géographique passe donc de 1:50 000 (1 cm pour 500m) à 1:5 000 (1cm pour 50m).

Recommandation :

Puisque Ducos (2013) précise que les valeurs disponibles actuellement pour évaluer les services écosystémiques sont trop lacunaires et trop peu robustes pour pouvoir être utilisées. La prise en compte dans l'état actuel des connaissances pourrait avoir un effet contreproductif au sens où les valeurs donnent une dimension négligeable à la biodiversité. Par conséquent, en France, même si les pertes de biodiversité sont reconnues comme importante dans l'évaluation socio-économique, il est recommandé comme au niveau européen d'affiner les recherches sur cette thématique afin de fournir des estimations plus robustes qui pourraient être utilisés dans le cadre des évaluations.

3.5.2. La pollution des sols et de l'eau

Les activités de transport ont des effets négatifs sur les sols et l'eau, notamment avec les émissions de métaux lourds et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les données concernant les émissions de ces polluants sont fournies par la base de données Ecoinvent (2010)¹⁸. Les émissions totales sont calculées sur la base des émissions de HAP par type de véhicules multiplié par les données de kilométrage correspondant.

Ces émissions ont des impacts physiques sur les plantes, la fertilité des sols décroissante, une pollution de l'eau potable. Cependant la relation entre l'utilisation des infrastructures et la pollution des sols et de l'eau est difficile à estimer et mal connue. Or, pour quantifier le dommage, il faudrait connaître l'effet de telles pollutions sur l'air et l'eau et l'impact sur le bien être de ces pollutions. Différentes méthodes sont proposées pour prendre en compte ces externalités, mais ne sont pas prises en compte réglementairement :

- **Méthode des coûts de restauration** des aires polluées le long de l'infrastructure. La zone d'impact considérée (soit les terres endommagées) est l'emprise de l'infrastructure et une zone tampon de 5m de chaque côté de celle-ci. La profondeur de la pollution est de 20 cm, par hypothèse. Le coût de dépollution estimé par INFRAS (2006) pour la Suisse soit de 60 €₂₀₀₈ par m³. Afin de transférer cette valeur aux autres pays de l'UE, cette valeur est ajustée selon les différences entre le PIB par tête en parité de pouvoir d'achat (PPA). Finalement, le coût total de la pollution des sols et de l'eau s'obtient en multipliant le volume des terres de la zone par le coût exprimé en euro par m³.
- **Méthode des coûts de restauration** pour la pollution des terres et des eaux aux métaux lourds et polluants organiques, salinisation des routes ou utilisation d'herbicides. Les deux premiers types de pollutions sont donc liés au trafic directement, les deux derniers à l'entretien de l'infrastructure.
- **Méthode des coûts des dommages** liés à la dégradation de la santé humaine par les métaux lourds dans le sol et l'eau.

Il semblerait donc ici que le sujet soit peu investi et les hypothèses pour les coûts de restauration et de dommages frustes. Une revue des récentes avancées sur la caractérisation du dommage, la valorisation de la perte de la fertilité ou de la dégradation de la qualité des eaux semble nécessaire pour mettre à jours les meilleures pratiques quant à ces dommages. Par ailleurs, si les mesures d'évitements et de réduction ont bien été prises en compte durant la phase projet de l'infrastructure, le dommage devrait être réduit. La

¹⁸ La base de données Ecoinvent est spécialisée dans le domaine des données d'écobilan et comprend 2500 usagers dans plus de 40 pays. Elle contient des inventaires de cycle de vie pour l'énergie, pour les matériaux, pour le traitement des déchets, pour les trafics etc.

monétarisation devrait donc prendre en compte le dommage net. Par ailleurs, une réflexion sur la prise en compte des seuils tolérés de concentration de polluants devrait être mise en place. Considère-t-on qu'il y a un dommage même lorsque la concentration de polluants est en deçà du seuil de tolérance ?

Recommandations :

- Engager une réflexion sur la prise en compte des seuils tolérés de concentration de polluants.
- Développer/étudier les travaux sur la caractérisation du dommage, la valorisation de la perte de fertilité et/ou de la dégradation de la qualité des eaux.

3.5.3. Coût externe de la dépendance énergétique

La distribution inégale des sources énergétiques dans les différentes régions du monde entraîne un autre coût externe de transport qui est une dépendance élevée sur la production énergétique des pays. Quelques études ont évalués ce coût de la dépendance énergétique en pourcentage du PIB, mais peu d'études établissent un lien direct avec le coût du transport. Les principaux coûts sont des pertes économiques à cause des prix du pétrole au-dessus d'un niveau de marché concurrentiel (en raison d'un pouvoir de marché de l'offre de pétrole) et un coût de perturbation de l'offre de pétrole.

Il n'existe pas d'études spécifiques pour l'UE, uniquement pour les États-Unis. Les résultats fournis par le Handbook 2008 donnent un coût de la dépendance énergétique compris entre 0,2 et 14 \$ par baril. CE Delft (2011b) indique que ce coût demande une attention importante et devrait faire l'objet d'études dans le futur. Cependant, l'actuelle transition énergétique vers l'électrique et biogaz implique un progrès technique extrêmement rapide qu'il faudrait intégrer dans l'estimation. Il semble donc difficile à ce jour d'établir des valeurs tutélaires sur cette externalité.

Recommandation :

- Développer la recherche sur le coût externe de la dépendance énergétique en Europe et en France puisqu'il existe, à l'heure actuelle, des études uniquement pour les États-Unis.

4. Calcul des coûts externes sociaux : Les accidents

Il existe deux approches afin d'évaluer le coût externe des accidents de la route. Une approche dite marginaliste qui estime le coût externe d'un véhicule supplémentaire sur le trafic et une approche moyenne du coût externe des accidents. Actuellement, au niveau européen (Handbook 2014), il est recommandé d'appliquer l'approche moyenne du coût externe des accidents de la route. L'approche marginaliste est plus complexe à estimer et il apparait des différences significatives de valeurs entre les états membres¹⁹. En France, le rapport Quinet (2013) ne donne pas d'indications sur la méthodologie du calcul du coût externe des accidents, le débat est centré uniquement sur l'évaluation de la valeur de la vie humaine. Finalement, nous présentons la méthodologie européenne pour ce coût externe, sauf concernant l'évaluation de la valeur de vie humaine où nous explicitons les approches françaises et européennes.

Afin d'explicitier la méthodologie d'évaluation des coûts externes des accidents de la route, nous adaptons notre méthode d'analyse par rapport à celle établie jusque-là concernant les externalités environnementales. En effet, il n'est pas pertinent de discuter d'émissions pour les accidents de la route. En revanche, les autres étapes d'analyse restent identiques à celles proposées pour les externalités environnementales, à savoir les impacts (physiques) des accidents de la route, puis les dommages des accidents de la route, la monétarisation des dommages et enfin la méthodologie d'évaluation du coût externe moyen des accidents de la route.

4.1. Impacts physiques des accidents de la route

Les décès et les blessés (graves et légers) sont les principaux impacts physiques des accidents de la route²⁰. La détermination du nombre de victimes est donnée par des statistiques officielles corrigées des accidents non signalés. Les données sont généralement issues de la base de données CARE (*Community Road Accident Database*). Depuis la directive 2008/96/CE, il est obligatoire pour les états membres de dresser un rapport d'accident pour chaque accident mortel survenu. Cette directive insiste sur les informations à fournir avec notamment la localisation de l'accident, la gravité de l'accident (nombre de personnes décédées et blessés), les caractéristiques des personnes concernées, les données relatives aux véhicules concernés, les données relatives à l'accident (type d'accident, type de collision, manœuvres du véhicule et du conducteur).

La façon dont sont comptabilisées les victimes des accidents de la route (décès, blessés graves et légers) a une influence importante sur l'évaluation du coût externe des accidents de la route.

En France, l'Arrêté du 27 mars 2007 relatif aux conditions d'élaboration des statistiques relatives aux accidents corporels à la circulation a modifié les définitions concernant les victimes. Actuellement, il existe trois distinctions :

- Les tués : toute personne qui décède sur le coup ou dans les trente jours qui suivent l'accident ;
- Les blessés hospitalisés : les victimes admises comme patients dans un hôpital plus de 24 heures ;
- Les blessés légers : victimes ayant fait l'objet de soins médicaux mais n'ayant pas été admises comme patients à l'hôpital plus de 24 heures.

¹⁹ L'approche marginaliste de coûts externes des accidents est brièvement expliquée en Annexe 10.5.

²⁰ Lors d'un accident de la route, il n'est pas rare que des impacts matériels interviennent (e.g. destruction de véhicules, bâtiments). Cependant, ils ne sont pas pris en compte dans l'évaluation du coût externe des accidents puisque les individus sont assurés afin de réparer ces impacts matériels. S'ils étaient pris en compte, il y aurait un double compte.

Les statistiques utilisées au niveau européen se fondent nécessairement sur celles produites par les différents pays membres de l'Union Européenne. Même si la Directive n° 2008/96/CE donne un cadre réglementaire commun, il existe une incertitude sur les statistiques fournies par les pays membres et des définitions qui sont utilisées pour les tués notamment.

Par exemple, jusqu'en 2005, en France, les tués étaient toute personne qui décédait sur le coup ou dans les six jours qui suivaient l'accident. Il est facile de voir que le changement de définition va induire une augmentation du nombre de tués dans l'évaluation du coût externe lié aux accidents de la route. Ainsi, la définition du nombre de tués sur la route joue un rôle important et va pouvoir donner des différences significatives dans le coût total externe des accidents de la route entre les différents pays membres de l'UE.

Pour déterminer le nombre de victimes par mode de transport et catégories de véhicules, CE Delft (2011b) retient deux approches :

- Lorsque plusieurs modes de transport sont impliqués, il est retenu l'approche par responsabilité (*responsibility perspective*). Les coûts externes sont attribués en fonction de qui est responsable de l'accident.
- Lorsque les accidents sont multipartites, il est retenu l'approche du dommage potentiel (Becker et al., 2012). Cette approche se fonde sur l'hypothèse morale voulant que la responsabilité d'un accident et de ses conséquences soient partagées par toutes les parties, qu'elles soient en tort ou pas. Un risque intrinsèque est assumé par tous les usagers des transports routiers qui dépend par exemple de la vitesse, de la taille et de la masse du véhicule. Par conséquent, toutes les victimes d'un véhicule particulier impliqué dans un accident multipartite sont attribuées à l'autre véhicule et vice-versa. Par exemple, une victime cycliste dans une collision vélo-voiture serait imputée à la voiture (Becker et al., 2012).

4.2. Les dommages des accidents de la route

Le coût externe des accidents de la route se compose de l'ensemble des coûts qui ne sont pas couverts par les assurances. Les accidents de la route entraînent des décès et des blessés graves et légers qui ont des conséquences en termes de valeur de risque, de perte de capital humain, de soins médicaux et de coûts administratifs²¹. La Figure 14 présente les principaux dommages des accidents de la route.

²¹ Les accidents entraînent également des dommages sur le matériel, mais ils ne sont pas inclus puisque ce type de dommages est payé par les usagers de la route par le biais des primes d'assurances.

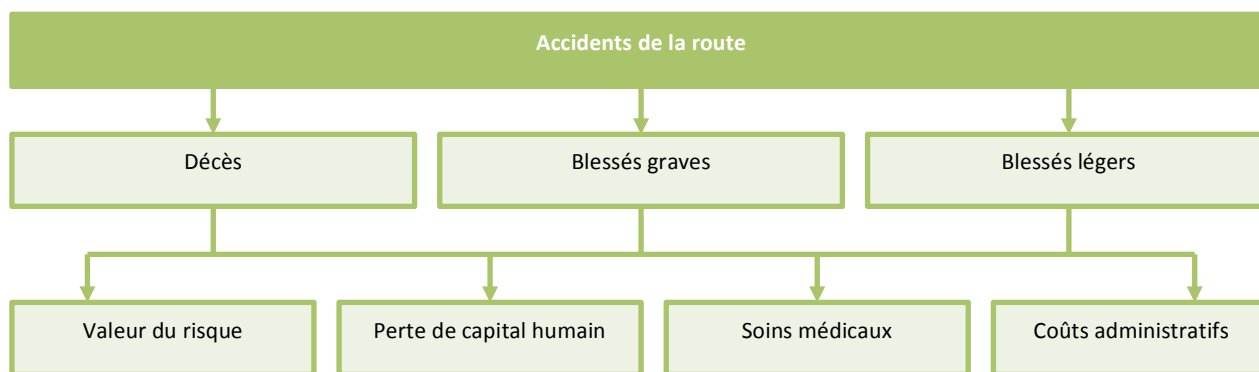


Figure 14: Dommages des accidents de la route

- **Valeur du risque** qui peut s'exprimer comme l'évaluation de la sécurité. Elle prend en compte la souffrance de la famille et des amis ainsi que la perte d'utilité de la victime en cas de décès. Pour les blessés (légers et graves), cette valeur du risque prend en compte à la fois la douleur et la souffrance de la victime ainsi que celles de la famille et des amis.
- **Perte de capital humain** est la perte de production nette liée à la réduction du temps de travail ou au remplacement. Elle est généralement évaluée par la perte de la production nette qui est la différence entre la perte de production brute et la consommation future.
- **Soins médicaux**, ce sont l'ensemble des coûts avant le décès d'une victime et/ou les coûts de l'ensemble des soins médicaux qu'un blessé (léger ou grave) doit avoir jusqu'à ce que ce blessé récupère totalement de ces blessures.
- **Coûts administratifs** qui incluent les coûts de police, de justice et d'assurance qui ne sont pas pris en compte par les usagers de la route.

Les dommages matériels qui induisent des réparations ne sont généralement pas introduits dans l'évaluation du coût externe des accidents puisqu'ils sont internalisés par le biais des primes d'assurances. Cependant, ces coûts de réparations peuvent être considérés comme des coûts externes dans la mesure où ils peuvent induire une augmentation des primes d'assurances pour l'ensemble des usagers de la route et même les non usagers de la route. Il peut également apparaître des différences lors des évaluations qui sont directement liés aux régimes d'assurances. En effet, les systèmes d'assurances et le droit de la responsabilité peuvent être différents d'un état membre à un autre.

4.3. Monétarisation des dommages des accidents de la route

La notion centrale qui fonde la valeur monétaire des dommages des accidents de la route est la valeur de la vie statistique (VVS). La VVS est déterminée en demandant aux individus combien ils seraient prêts à payer pour réduire avec certitude un risque d'accident (e.g. réduction du risque d'un accident mortel de 5 sur 100 000 à 3 sur 100 000). Cette notion est sujette à de nombreux débats et critiques tant au niveau européen que français, nous présentons les différentes approches (européenne et française) ainsi que leur évolution au cours du temps.

4.3.1. Valeur de la vie humaine : approche européenne et son évolution

4.3.1.1. Handbook 2008

Le Handbook 2008 s'inscrit dans une logique d'une évaluation de la valeur de la vie humaine en relation avec l'insécurité routière (pas d'approche globale). Les approches *bottom-up* et *top-down* sont utilisées dans les études citées par le rapport. L'approche *bottom-up* est utilisée pour estimer le coût marginal des accidents en relation donc avec les volumes de trafic (études UNITE et GRACE). L'approche *top-down* est utilisée pour estimer le coût total et le coût moyen des accidents en utilisant les statistiques nationales d'accidents et les systèmes d'assurance (UNITE, INFRAS-IWW, OSD).

Sur la base de ces études, le Handbook (2008) préconise d'utiliser la valeur de 1 500 000 €2002 pour la valeur statistique de la vie (VSL), et une valeur de 13% de la VSL pour les blessés graves (195 000 €2002) et de 1% pour les blessés légers (15 000 €2002).

Si on ajoute les coûts directs et indirects, le Handbook (2008) préconise d'utiliser les valeurs suivantes dans le cas de la France pour les accidents liés à la circulation routière :

Tableau 13 : Valeurs préconisées dans le Handbook (2008) pour la VVH (France)

Handbook (2008) en € 2002			
	VSL	Coûts économiques directs et indirects	Total
Tués	1 470 000	147 000	1 617 000
Blessés graves	191 000	34 800	225 800
Blessés légers	14 700	2 300	17 000

Il existe donc des écarts significatifs de VSL entre les deux approches.

Pour ce qui est de la VSL liée aux effets sanitaires de la pollution atmosphérique, le Handbook (2008) recommande d'utiliser une VSL **de 1 000 000 € 2002**. La différence s'explique selon eux par des designs différents d'estimation des consentements à payer (CAP) et par le fait que les risques d'accidents ne sont pas perçus de la même façon que les risques liés à la pollution (long terme).

4.3.1.2. Handbook 2014

L'estimation de la VSL est fondée sur l'approche par le CAP pour diminuer le risque d'accidents. Selon le risque envisagé (accidents de la circulation, santé, ...) ce CAP n'est pas le même. Cette VSL dépend donc du pays, de l'âge, du risque envisagé. Ainsi, le Handbook 2014 propose d'actualiser les valeurs du Handbook 2008 de la façon suivante :

VSL = 2 070 000 €2010 (ce n'est pas vraiment une VSL mais VSL + coûts économiques directs et indirects, cf. Tableau 13).

Blessés graves = 289 200 €2010, c'est-à-dire, 14% de la VSL

Blessés légers = 21 600 €2010, c'est-à-dire, 1% de la VSL.

Les valeurs précédentes s'appliquent pour le secteur du transport routier. Pour les autres modes de transport, les valeurs utilisées sont différentes et basées sur la moyenne des accidents observés sur plusieurs années.

Pour la pollution de l'air :

VSL = 1 650 000 €2010

VOLY= 60 000 €2010 (à comparer avec la VAV – année de vie perdues).

4.3.2. Valeur de la vie humaine : approche française et son évolution

4.3.2.1. Rapport Boiteux I (1994)

La notion de la valeur de la vie humaine est abordée sous la terminologie « *Prix de la vie humaine* » (PVH). Elle recouvre la valorisation de la sécurité en matière de tués, de blessés graves et de blessés (approche sectorielle). Le rapport préconise de se référer au principe de la **disponibilité à payer** (DAP), c'est-à-dire plus précisément, à la **disposition marginale des personnes à payer pour une réduction de leur probabilité de décès**.

Ce principe se heurte toutefois à des difficultés tant théoriques que pratiques (externalités et problème de mesure notamment). Il est possible d'obtenir les DAP soit par observation des comportements réels (préférences révélées), soit par observation de comportement hypothétiques (préférences déclarées). Seule la deuxième méthode est accessible dans le domaine de l'insécurité routière.

Néanmoins, les valeurs retenues dans le rapport Boiteux I (1994) sont celles proposées dans l'étude de Michel Le Net (1993) pour la route. Elles sont fondées sur la méthode dite du **capital humain compensé**.

Tableau 14 : Valeurs préconisées par le rapport Boiteux I (1994) pour le PVH

	FF 1993	Conversion €
Tué	3 600 000	548 816
Blessé grave	370 000	56 406
Blessé moyen	200 000	30 490
Blessé léger	79 000	12 043

Le rapport souligne par ailleurs que :

- Ces valeurs constituent un relèvement important eu égard aux valeurs utilisées jusqu'ici (1 860 000 FF 1990) ;
- Un recours à la méthode des préférences individuelles est souhaitable à l'avenir (valeur déclarée notamment) ;
- Quid des autres modes de transport ?

NB : Dans la partie consacrée à la pollution de l'air, les effets sur la santé semblent ne pas être pris en compte, ou du moins, il n'y a pas dans cette partie du rapport de mention explicite à la valeur de la vie humaine.

4.3.2.2. Rapport Boiteux II (2001)

Le concept apparaît sous le terme de **Valeur de la Vie Humaine** (VVH). L'approche « sécurité » est encore utilisée (pas d'approche globale, cf. infra) comme dans le rapport Boiteux I (1994). Après une brève présentation des trois grandes classes de méthodes utilisables (coût d'indemnisation, capital humain, consentement à payer ou à accepter), le rapport précise que les progrès réalisés dans les enquêtes en préférences déclarées doivent amener à privilégier **une approche en termes de consentement à payer ou à recevoir** pour évaluer la rentabilité des investissements de sécurité dans le secteur des transports.

Les VVH ont été actualisées sur la base des nombreuses études en préférences déclarées réalisées dans les différents pays et de méta-analyses d'une part, et sur la base des valeurs retenues par les administrations étrangères d'autre part. Les experts soulignent que les études réalisées permettent, en dépit de l'hétérogénéité des valeurs obtenues, de reconsidérer les valeurs proposées dans le rapport Boiteux I (1994).

Les recommandations des experts du groupe sont fondées sur les principes suivants :

- La VVH marginale, c'est-à-dire, le coût à consentir pour éviter une mort supplémentaire doit être le même pour tous les investissements publics (*i.e.* quel que soit le mode de transport) ;
- Le rapport va plus loin en affirmant : « *il ne peut exister qu'une VVH et donc du coût à consentir pour éviter un risque mortel, et cette règle devrait en principe être étendue à toutes les évaluations de décisions publiques* » ;
- Toutefois, il est possible d'utiliser dans les calculs des valeurs différenciées (Transport collectif vs transport individuel).

Le groupe d'experts propose de retenir une VVH de 1,5 millions d'€1999 avec un abattement d'un tiers pour les transports routiers (soit 1 million d'€). Le coût des blessés graves et des blessés légers est évalué à 15% et 2,2% respectivement (contre 10,3% et 2,2% dans le rapport Boiteux I, 1994).

Tableau 15: Valeurs préconisées dans le rapport Boiteux II pour la VVH

	Rapport Boiteux I (1994)		Rapport Boiteux II (2001)	
	1993 (€ 1993)	Valeur 1993 actualisée (€ 1999)	Transport collectif (€ 2000)	Transport routier (€ 2000)
Tué	550 000	650 000	1 500 000	1 000 000
Blessé grave	56 400	66 500	225 000	150 000
Blessé léger	12 000	14 000	33 000	22 000

Le groupe recommande d'entreprendre des études plus poussées sur la valorisation des blessés ainsi que sur le traitement particulier des modes de transports collectifs. Il souligne également que la décision de relever la VVH s'appuie essentiellement sur les études menées à l'étranger et souhaite un renouvellement des travaux menés en France sur cette question, tant du point de vue théorique qu'empirique.

Pollution de l'air

Le rapport précise : « *En revanche, pour ce qui est des effets sur la mortalité, qui constituent le principal dommage causé par la pollution atmosphérique, les valeurs utilisées dans les évaluations doivent être en cohérence avec celles retenues par ailleurs pour la vie humaine à propos des accidents de la circulation, mais en les adaptant au nombre plus faible d'années perdues par les victimes, s'agissant généralement d'effets à long terme dont le cumul atteint des personnes relativement âgées.* » (p. 109).

La pollution atmosphérique exerce sur la mortalité des effets à la fois à court terme (pic de pollution) et des effets à long terme, du fait d'une exposition cumulée à la pollution pendant plusieurs années. Trois études permettent de fonder les recommandations du rapport Boiteux II : il s'agit de l'étude de l'OMS, le rapport INFRAS-IWW 2000 et le rapport du CADAS :

- OMS : approche de type top down réalisée par l'Autriche, la Suisse et la France. Une VVH utilisée de **1 400 000 €**, ramenée à **900 000 €** pour tenir compte de l'âge relativement avancé des victimes. Les coûts sociaux liés aux décès causés par la pollution représentent dans cette étude plus de **70 %** du coût total imputable à la pollution atmosphérique issue du secteur des transports ; le reste se répartit principalement entre la valorisation des bronchites chroniques (20 %) et celle des activités perdues (6 %).
- INFRAS-IWW 2000 : cette étude s'appuie sur les résultats de l'étude précédente pour ce qui est de la partie relative aux effets sanitaires de la pollution et l'extrapole aux autres pays européens. Pour l'ensemble des 17 pays, les coûts sanitaires représentent plus de **80%** du total des coûts liés à la pollution atmosphérique.
- CADAS : pas de mention à la notion de VVH.

4.3.2.3. Rapport Quinet (2013)

Le terme utilisé dans le rapport Quinet est **Valeur Statistique de la Vie Humaine** (VVS). Le rapport précise d'emblée que « *cette référence est utile par exemple pour apprécier les gains des investissements visant à réduire le risque d'accident sur les infrastructures. Elle est aussi utile pour apprécier les impacts sur la santé de la pollution atmosphérique occasionnée par le secteur des transports ou par tout autre secteur.* ». Le rapport Quinet (2013) reprend donc à son compte les recommandations du rapport Boiteux II (2001) : il n'existe qu'une seule valeur du coût à consentir pour la collectivité pour éviter un risque mortel ! La VVS n'est donc pas associée uniquement au problème de l'insécurité routière.

Les valeurs proposées dans le rapport Quinet (2013) tiennent compte des résultats des nombreuses études réalisées (théoriques et empiriques réalisées) depuis la publication du rapport Boiteux II (HEATCO 2005, Handbook 2008). La notion d'**années de vie perdues** (VAV) est introduite. L'étude de l'OCDE (2012) propose un travail de synthèse ambitieux de la littérature sur la VVS qui va au-delà du seul secteur des transports (856 études, données accessibles).

Les conclusions du rapport OCDE suggèrent d'utiliser pour la France une valeur statistique de la vie (VVS) de référence autour de **3 000 000 €**2010. Cette valeur, significativement plus élevée que celle proposée dans le rapport Boiteux (1 500 000 €, en euros 2000, soit 1 900 000 € 2010), semble plus compatible avec les valeurs empiriques obtenues récemment par des approches différentes (voir entre autres les survols de Aldy et Viscusi 2004, Robinson et Hammitt 2010 et Andersson et Treich 2011).

Les valeurs obtenues par CAP via des préférences déclarées ou révélées conduit à une augmentation sensible de la VVS. Les experts du rapport Quinet, s'appuyant sur les études comportementales et les considérations éthiques, estiment qu'il ne faut pas différencier ces valeurs. Les valeurs obtenues pour les VVS dépendent de l'âge, de l'exposition au risque ou de sa perception mais les effets de ces facteurs clefs sont encore mal appréhendés.

LA VVS ainsi définie et estimée reste malgré tout insuffisante pour intégrer correctement dans les évaluations de décision publique les enjeux relatifs aux risques liés à la santé (diminution de l'espérance de vie et qualité de vie notamment). Il faut en effet dans ce cas pouvoir disposer de la valeur d'une année de vie (VAV) éventuellement pondérée par la qualité de vie.

Les experts du groupe considèrent qu'une façon de faire est de supposer que la VAV est constante sur la période de vie restante d'une personne. Sous cette hypothèse, la VVS et VAV sont liées par la formule suivante :

$$VVS = \sum_t^T \frac{VAV}{(1 + \delta)^t}$$

expression dans laquelle T est le nombre d'années de vie restante attendu (ici 40 ans), δ est le taux d'actualisation (ici 2,5%). C'est cette méthode qui a été retenue dans l'étude de l'OCDE et qui avait été implicitement utilisée dans le rapport Boiteux II (2001). Même si cette approche est discutable eu égard aux hypothèses retenues, elle constitue un cadre clair et débouche sur une **VAV de 115 000 € 2010**.

Il faudrait bien évidemment pouvoir pondérer ces années de vie par leur qualité mais cela pose encore des problèmes méthodologiques. (QALY en relation avec l'analyse coût efficacité et ici on utilise l'ACA => problème du seuil).

Pour les blessés graves et légers, le rapport Quinet (2013), faute d'études complémentaires, retient les pondérations de 15% et 2% retenues dans le rapport Boiteux II (2001). Nous avons donc :

Tableau 16: Valeurs préconisées dans le rapport Quinet pour la VVS

	Rapport Boiteux II (2001)			Rapport Quinet (2013)
	TC (€ 2000)	TR (€ 2000)	Valeurs 2000 actualisées (€ 2010))	Pas de différenciation (€ 2010)
Tué	1 500 000	1 000 000	1 900 000	3 000 000
Blessé grave	225 000	150 000	285 000	450 000
Blessé léger	33 000	22 000	41 800	60 000

Pour les effets sanitaires de la pollution de l'air, il convient d'utiliser la valeur de **115 000 € 2010** par année de vie perdue.

Les valeurs retenues dans le rapport Quinet retiennent une revalorisation considérable de la VVS, par rapport à celles préconisées dans le rapport Boiteux II (+58%).

4.3.3. Synthèse sur la valeur de la vie humaine

Les paragraphes précédents ont permis de retracer l'évolution des méthodologies et des valeurs utilisées pour la valorisation de la vie humaine dans les projets d'investissements publics. Au sein de cette section, nous rapprocherons les résultats du rapport Quinet avec ceux du Handbook (2014).

Tableau 17: Comparaison des méthodologies et valeurs à utiliser

	Quinet (2013)	Handbook (2014)
Méthodologie préconisée	Consentement à payer	Consentement à payer
Valeur d'une vie statistique (VVS)	Unique : « il n'existe qu'une seule valeur du coût à consentir pour la collectivité pour éviter un risque mortel »	Multiple : dépend du type de risque envisagé
Les valeurs de référence (€ 2010)		
	Insécurité routière	
VVS	3 000 000 €	2 070 000 €
Blessés graves	450 000 € (15%)	289 200 € (14%)
Blessés légers	60 000 € (2%)	21 600 € (1%)
	Pollution atmosphérique	
VVS	3 000 000 €	1 650 000 €
VAV ou VOLY	115 000 €	60 000 €
	Autres risques	
VVS	3 000 000	Valeurs spécifiques pour chaque type de risque
VAV ou VOLY	115 000	
Recommandations	1- La VVS a été substantiellement revalorisée sur la base de l'étude de l'OCDE => problème. 2- Coût du blessé grave et du blessé léger => 15% et 2% ? 3- Lancer des études aussi bien théoriques et empiriques à grande échelle en France (méthodes et valeurs)	Aucune

On assiste, au début des années 2010, à un renouveau de la littérature théorique sur la VVS (Dionne et Lebeau, 2010 ; Treich, 2010 ; Adler, Hammit et Treich, 2014). Par ailleurs, les techniques de révélation des préférences individuelles ont également progressé (DCE, Économie expérimentale). Il serait donc souhaitable de lancer une étude à grande échelle en France afin d'estimer une VVS, sans distinction du type de risque à éluder. La VVS de 3 000 000 € 2010 actuellement préconisée repose sur une extrapolation à partir d'études européennes : la VSL a été multipliée par un facteur 5 en l'espace de 17 ans, sans que cette correction se soit fondée sur des études françaises de CAP pour éviter un risque mortel. Il convient également de s'intéresser à la VAV (du simple au double entre l'approche européenne et l'approche française) en y intégrant la notion de qualité de vie. Là encore, sur ce point des réflexions théoriques devront être engagées. Enfin, depuis une vingtaine d'années, on utilise de façon arbitraire le facteur 15% et 2% pour estimer le coût des blessés graves et des blessés légers, sans que ces proportions reposent sur des éléments d'appréciation concrets.

4.4. Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe moyen des accidents de la route

La méthodologie européenne retient une approche *top-down* (CE Delft, 2011) présentée de manière synthétique en Figure 15. Le rapport Quinet (2013) ne fournit pas d'explications sur la manière de

déterminer le coût externe des accidents de la route, il apparaît uniquement une brève discussion concernant l'évaluation de la VVS. Par conséquent et au regard du peu de différences existantes entre les méthodes d'évaluation des autres externalités, nous supposons que la méthodologie française est identique à la méthodologie européenne, sauf concernant l'évaluation monétaire de la valeur de la vie humaine.

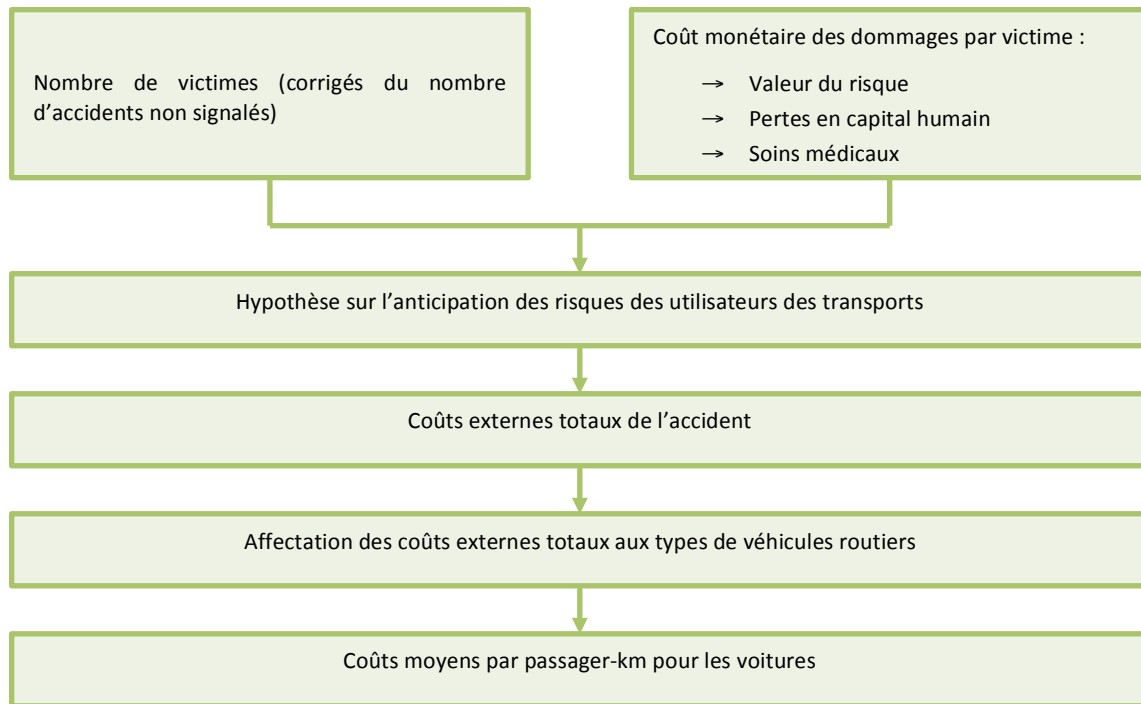


Figure 15 : Méthodologie d'évaluation des accidents de la route (d'après Becker et al., 2012)

Résumé coût externe des accidents :

- Une différence importante entre les VVS en Europe et en France (1,7 millions d'euros vs 3 millions d'euros) et donc des valeurs retenus pour les blessés légers et graves puisqu'elle découle de la VVS.
- Une différence dans la part attribuée à la valorisation d'un blessé léger et grave. Au niveau européen, un blessé grave est évalué à 13 % de la VVS contre 15 % en France et un blessé léger est évalué à 1 % en Europe et 2 % en France.

Recommandation :

- Réaliser des études théoriques et empiriques à grande échelle en France pour déterminer la valeur de la vie humaine et le coût du blessé grave et léger.

5. Calcul des coûts externes économiques : la congestion

La congestion routière est une externalité relativement facile à comprendre puisque tous les individus ont déjà été confrontés à ce type d'externalité, cependant elle est difficile à quantifier. En effet, la congestion routière est causée en grande partie par les usagers de la route et ce sont les mêmes usagers qui en sont victimes. Le rapport Boiteux II (2001) définit les coûts de congestion comme étant égaux « *aux pertes de temps qu'un utilisateur impose aux autres lorsqu'il vient s'ajouter au trafic correspondant à une situation d'utilisation optimale du réseau* ». Ce même rapport rappelle que « *le coût économique de la congestion peut être défini en théorie comme la différence entre l'utilité effectivement retirée de l'usage de l'infrastructure congestionnée et l'utilité qui en serait retirée si elle était utilisée de façon optimale* ». Par conséquent, la congestion ne fait sens que par rapport à une situation optimale ou de référence.

5.1. Mesure de la congestion

La mesure de la congestion routière n'est pas immédiate. Afin de la mesurer, il est nécessaire de déterminer les relations débit-vitesse (voir encadré ci-dessous) s'exprimant sur une route. Ces relations sont spécifiques à chaque axe routier. Elles varient selon les caractéristiques du réseau (autoroute, route, etc.), mais aussi selon la composition du trafic, des conditions météorologiques, du comportement des usagers ou encore des travaux sur la voirie et des accidents, par exemple. Une fois la calibration des relations débit-vitesse effectuées, il est possible d'en déduire une quantification de la congestion routière ou du temps « perdu » pour les usagers.

Encadré : Relation débit-vitesse (source : Quinet, 1998)

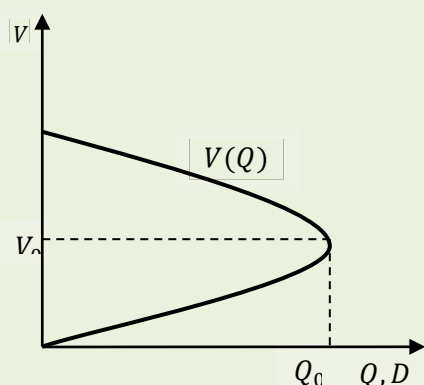
La congestion routière résulte des lois d'écoulement du trafic selon trois paramètres :

- V , la vitesse (longueur parcourue par unité de temps) ;
- Q , le débit (nombre de véhicule passant en un point donné par unité de temps) ;
- D , la densité (nombre de véhicules sur une longueur en un point donné par unité de temps).

La relation comptable entre ces trois paramètres est la suivante :

$$D = \frac{Q}{V}$$

L'expérience montre que la vitesse d'écoulement V décroît avec la densité D . Il en résulte que le débit Q est en relation avec la vitesse selon la courbe $V(Q)$ de la forme figurée sur la figure ci-dessous.



La partie supérieure de cette courbe correspond à un écoulement régulier ; la partie inférieure correspond à un écoulement instable, celui qui résulte d'une faible allure moyenne composé d'arrêts et de redémarrage, que l'on constate en situation de forte densité. L'abscisse Q_0 correspond au débit maximal de la voie, qu'on appelle sa capacité.

Pour calibrer les relations débit-vitesse, il est nécessaire d'obtenir des données en termes de capacité, de vitesse de circulation fluide et de volume de trafic annuel. Ces éléments (i.e. la capacité, vitesse de circulation, volume de trafic) sont fournis par la base de données européenne TRANS-TOOLS. TRANS-TOOLS est un modèle de réseau de transport européen qui couvre à la fois le transport de passagers et de marchandises comme le transport intermodal. Il combine les avancées techniques concernant la modélisation de la demande de transport avec les phases de génération et de distribution et également les activités économiques, le développement régional et les impacts environnementaux. Cette base de données permet d'obtenir les informations nécessaires sur la longueur du réseau routier, la capacité, la vitesse de circulation fluide et la demande annuelle pour les routes d'interconnexion définies en Europe par le règlement n°1316/2013 établissant le mécanisme pour l'interconnexion en Europe.

En pratique, les relations débit-vitesse permettent notamment d'identifier la vitesse à laquelle la capacité théorique de la voie est atteinte. La Figure 16 montre que la vitesse réglementaire autorisée est de 90 km/h. Or la vitesse qui atteint la capacité théorique de cette route (environ 4800 veh/h) est de 60 km/h. La congestion théorique se situe sous la droite verte en pointillé puisque la vitesse et le débit (veh/h) diminuent. D'après cette figure, la mesure de la congestion et donc les coûts de congestion ne devraient concerner que les véhicules (points bleus) se trouvant sous la droite verte en pointillé.

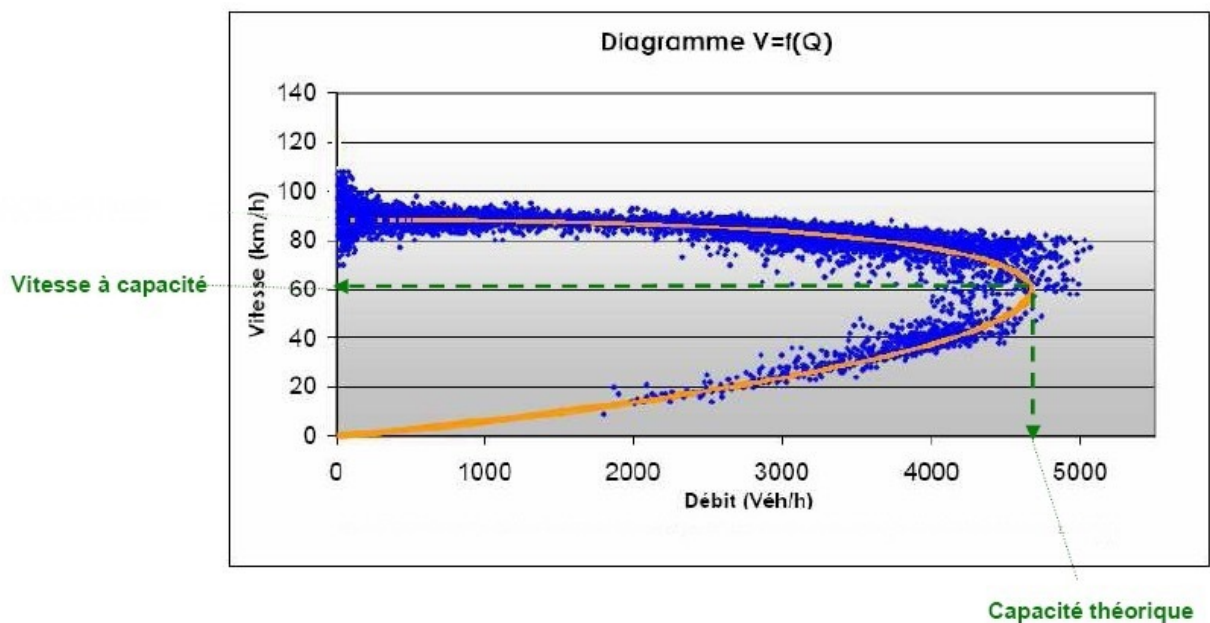


Figure 16: Relation débit-vitesse (source: CETE Méditerranée, 2009)

La figure suivante illustre le principe – tel qu'explicité dans le Handbook 2014 – d'évaluation du temps passé et du coût de congestion pour un véhicule.

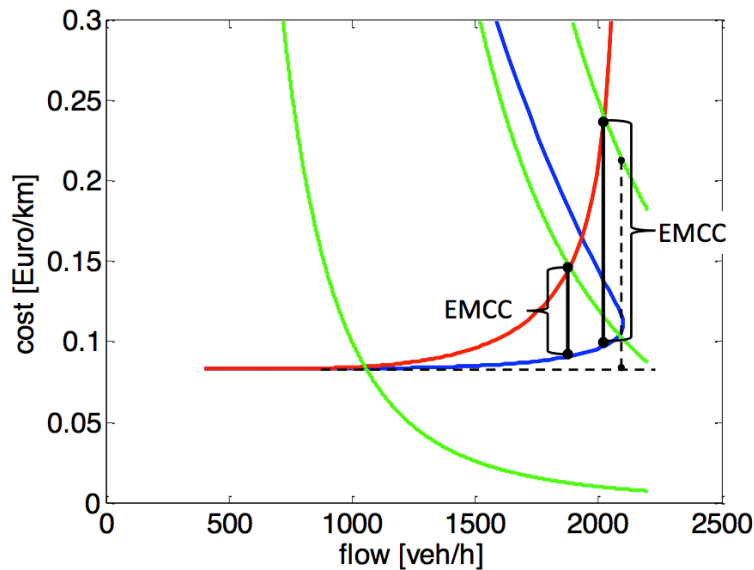


Figure 17 : Principaux coûts externes du transport routier

La courbe bleue est une représentation de la courbe débit-vitesse à la différence qu'elle a été ramenée en termes monétaires (en la multipliant par la valeur du temps moyen). Cette courbe est quasiment constante pour des faibles trafics, elle augmente insensiblement jusqu'à la saturation de la capacité de la route. Au-delà, en situation de congestion, elle augmente considérablement alors que le débit de circulation diminue. Les courbes vertes représentent différents niveaux de demande.

La courbe rouge représente le coût marginal social qui intègre à la fois le coût du temps (celui en véhicule que tout usager subit dans le simple fait de se déplacer) augmenté du coût de congestion. Ce coût augmente asymptotiquement avant la pleine charge.

D'un point de vue théorique, le coût de congestion à prendre en compte est le *Efficient Marginal Congestion Cost* (EMCC) qui se détermine à partir de la courbe bleue et le point d'équilibre entre l'offre et la demande (point d'intersection entre la courbe rouge et verte). Le Handbook 2014 précise qu'il est nécessaire d'avoir les courbes de demandes pour déterminer l'EMCC, la simple observation des trafics et de la vitesse n'est pas suffisante.

Dans le Handbook 2014, l'expression du temps en charge est la suivante :

$$\text{Temps (Débit)} = \text{Temps à vide} \times (1 + 0,15 \times (\text{Débit} / \text{Capacité})^4)$$

Le Tableau 18 illustre l'incidence d'une augmentation du trafic sur le temps passé (ou sur le coût en temps), pour un véhicule, par rapport au temps à vide. Ce surcoût est autour de 15% lorsqu'on s'approche de la capacité maximale de la voie.

Tableau 18 : Surcoûts (en temps ou en €) engendrés par le trafic

Capacité 2000 véh/h	surcoûts en temps %
à vide	0
1000 véh/h	1%
2000 véh/h	+15%
2200 véh/h	+22%

Ce point interpelle, car il sous-entend que l'infrastructure (ici la voie) serait conçue pour permettre de circuler à la vitesse fluide (le plus souvent en fait la vitesse limite autorisée). D'une part, il faut considérer que la vitesse limite autorisée ne l'est que pour des raisons de sécurité (sans rapport avec la capacité, ni avec le service qui serait attendu de la voie). D'autre part, cette vision sous-entend que l'infrastructure serait conçue pour un débit quasi-nul (ou faible). Or ce n'est pas le cas : le dimensionnement d'une infrastructure se fait sur sa capacité (débit véh.h), et dans l'objectif de satisfaire une demande, proche de cette capacité, notamment aux heures de pointe.

Il est important de bien considérer que le temps perdu ne l'est qu'au delà de la capacité de voie, c'est-à-dire que la vitesse « normale » ou de référence serait celle qui correspond à la pleine capacité de voie, avant saturation/congestion.

La quantification de la congestion (et du coût externe correspondant) serait alors de 15 à 20 % plus faible, chaque fois que l'on serait en situation de « congestion » (ce qui de fait ne représente qu'une part très faible du temps de route – probablement quelques pourcents !). Elle serait nulle dans la situation la plus courante de trafic intérieur (sans doute plus de 95% du trafic).

Au regard du Handbook 2014, il n'est pas évident d'identifier ce qui est intégré exactement dans le calcul du coût externe de la congestion dans l'approche européenne. Ainsi, nous souhaitons attirer l'attention sur le fait que la quantification de la congestion dépend de la détermination des vitesses « normales » ou de références sur le réseau (vitesse à vide, fluide, ou en charge).

En France, bien que la situation optimale de l'usage de l'infrastructure se situe autour de 1800 veh/h par voie de circulation (Quinet, 1998), le rapport Quinet (2013) questionne également – et à la suite du rapport Boiteux II – l'approche de quantification par rapport à une « référence à vide ». Il est souligné la difficulté de quantifier la congestion sur un réseau routier (l'approche débit-vitesse évoquée précédemment étant plutôt valide sur un tronçon de voie). Il questionne également – et à la suite du rapport Boiteux II (2001) – l'approche de quantification par rapport à une « référence à vide » en évoquant notamment « l'absurdité » de cette approche dans une comparaison modale (ne devrait-on pas prendre la durée d'un trajet en transport en commun ou en vélo comme référence, plutôt que la vitesse à vide en voiture).

Finalement, le rapport Quinet (2013) ne discute plus d'une manière explicite de la congestion, il lui préfère la notion de fiabilité du temps de parcours. La fiabilité du temps de parcours concerne uniquement les éléments non prévisibles, ce qui exclut les phénomènes de congestion récurrente liés aux heures de pointe. En effet, les phénomènes de congestion récurrente sont supposés être parfaitement anticipés par les usagers.

Au vue de la méthode de monétarisation de la fiabilité du temps de transport (voir section suivante), il apparaît que la mesure retenue est de type statistique (voir encadré) en déterminant la différence entre le 90^{ème} centile et la médiane afin de caractériser la congestion non récurrente, autrement dit celle liée à des événements exceptionnels.

Encadré : Mesures de la fiabilité du temps de transport dans le rapport Quinet (2013)

Les questions sur la fiabilité du temps de transport sont directement reliées aux phénomènes de congestion. Avec l'émergence de cette question, un grand nombre d'indicateurs permettant de mesurer la fiabilité et également d'identifier les phases de la congestion routière (Lomax et al., 2003 ; Van Lint et al., 2008) ont vu le jour. Ils sont regroupés en quatre grandes catégories de mesures :

Les mesures de type statistique s'évertuent à décrire la fiabilité comme étant la variabilité du temps de transport autour de la moyenne du temps de déplacement. Habituellement, l'écart-type représente cette variabilité. Ce sont les mesures les plus utilisées et peuvent être estimées grâce aux données collectées automatiquement sur les routes.

Les mesures de type buffer donnent le pourcentage de temps de transport supplémentaire à prévoir par les usagers afin d'être à l'heure dans 95 % des déplacements. Ce qui correspond à un seul retard sur une période d'un mois.

Les mesures de type tardy-trip mettent en avant les plus mauvais temps de transport et par conséquent, le retard maximum subi lors des pires trajets.

Les mesures de type probabiliste déterminent la probabilité qu'un trajet se réalise sous un seuil de temps de transport considéré comme fiable. Le ministère des Transports des Pays-Bas indique les objectifs en matière de fiabilité en fonction du nombre de kilomètres du trajet. Ainsi, pour les petits trajets, inférieurs à 50 kilomètres, 95% des trajets doivent être effectués dans une période inférieure au temps de transport médian constaté augmenté de 10 minutes. Tandis que pour les trajets longs, le temps de déplacement ne doit pas dépasser de plus de 20 % le temps de transport médian dans 95% des cas.

5.2.Impacts de la congestion

Les impacts physiques de la congestion sont essentiellement des augmentations du temps de transport. Afin d'estimer ces augmentations de temps de transport, ce sont également les relations débit-vitesse qui sont utilisées. Selon les données disponibles, il est possible de différencier les impacts de la congestion selon :

- La zone (rurale/urbaine) ;
- Le motif de déplacement ;
- Le type de véhicule ;
- Le type de route ;
- Le seuil de congestion ;
- La période de la journée (période de pointe et hors pointe).

La Handbook 2014 donne les seuils de congestion d'après les résultats de Dft (2012) comme étant le rapport entre le volume (V) et la capacité (Q) de la route :

Tableau 19: Seuils de congestion (Source : Handbook 2014 d'après Dft, 2012)

Seuil de congestion	Volume (V)/Capacité (Q)
1 : free flow – circulation fluide	$\frac{V}{Q} < 0.25$
2	$0.25 < \frac{V}{Q} < 0.5$
3	$0.5 < \frac{V}{Q} < 0.75$
4 : near capacity – proche de la capacité	$0.75 < \frac{V}{Q} < 1$
5 : over capacity : sur-capacité	$\frac{V}{Q} > 1$

5.3. Dommages de la congestion

Les dommages de la congestion routière sont une augmentation des temps de transport sur le réseau par rapport à la circulation fluide, entraînant des pertes de temps pour les usagers et également l'ensemble des coûts liés à l'usure des véhicules et de la consommation de carburant.

Finalement, CE Delft (2011b) retient deux principaux types de dommages :

- Les coûts de retard qui sont vus comme un indicateur simple et robuste pour prendre en compte la rareté de la capacité des routes et l'ampleur de la défaillance du marché en raison de la congestion.
- Les coûts d'usure et d'énergie pour les véhicules lorsqu'ils circulent en situation de congestion.

5.4. Monétarisation des dommages de la congestion

Afin d'évaluer monétairement les dommages de la congestion routière et en particulier les pertes de temps induites par la congestion routière, la notion de valeur du temps (VOT ou VTTS dans la littérature économique) a une place centrale. La VOT se définit comme la disposition à payer d'un individu afin de réduire son temps de transport d'une unité, généralement exprimée en unité monétaire (euros) par heure de temps de transport économisé. Dans la littérature, elle correspond à un taux marginal de substitution entre le temps et l'argent. La VOT se détermine à partir d'enquêtes en préférences déclarées ou révélées. Les VOT peuvent être déterminées pour un projet d'investissement en transport particulier ou il est admis d'utiliser des valeurs de références. Ces valeurs de références sont différenciées en fonction du mode de transport, de la distance et du motif de déplacement. Le Tableau 20 donne les valeurs de références du transport routier pour la France issues du rapport Quinet (2013).

Tableau 20 : VOT de référence en France pour la route (Source : Rapport Quinet, 2013)

Mode	Motif de déplacement	Pour les distances inférieures ou égales à 20 km	Pour les distances comprises entre 20 et 80 km	Valeurs à 80 km	Pour les distances comprises entre 80 et 400 km	Pour les distances supérieures ou égales à 400 km	Pour une distance non spécifiée
Route – Voiture particulière	Tous motifs	7,9 €	0,09 d + 6,1	13,3 €	0,006 d + 12,8	15,2 €	14,4 €
	Professionnel	17,5 €	0,202 d + 13,5	29,6 €	0,016 d + 28,4	34,8 €	32,7 €
	Personnel – vacances	6,8 €	0,031 d + 6,2	8,7 €	0,012 d + 7,7	12,4 €	10,9 €
	Personnel - autres	6,8 €	0,067 d + 5,5	10,8 €	0,019 d + 9,3	17 €	14,4 €
Route - Autocar	Tous motifs	7,9 €	0,166 d + 4,6	17,9 €	-0,019 d + 19,3	11,9 €	13,9 €
	Professionnel	17,5 €	0,153 d + 14,5	26,7 €	0,004 d + 26,3	28 €	27,6 €
	Personnel – vacances	6,8 €	0,031 d + 6,2	8,7 €	0,003 d + 8,4	9,8 €	9,4 €
	Personnel - autres	6,8 €	0,067 d + 5,5	10,8 €	0,006 d + 10,4	12,8 €	12,1 €

d est la distance en kilomètre.

Pour une distance non spécifiée, la valeur est évaluée pour une distance moyenne. Pour la route en voiture particulière, elle est de 266,7 km et pour la route en autocar, elle est de 293,8 km.

En France, le rapport Quinet (2013) propose une méthode afin de valoriser la fiabilité du temps de transport qui se mesure comme la différence entre le 90^{ème} centile et la médiane du temps de transport dans le cadre du transport routier en véhicules particuliers. La méthode se distingue selon les motifs de déplacements dits contraints (e.g. professionnels et pendulaires) et les non contraints (e.g. loisirs). La mesure de la fiabilité retenue en France doit être multipliée par 2,5 puis par la valeur du temps de transport (VOT) pour les motifs de déplacement contraints. Autrement dit, la fiabilité se valorise monétairement comme le temps de parcours. En revanche, pour les motifs de déplacements non contraints, la fiabilité se valorise comme des temps de parcours puisque le facteur de pondération est égal à un. Les facteurs de pondération retenue en France se basent sur des travaux de synthèse de Markovich (2009), mais dont il n'est pas possible de déterminer la méthode qui a permis de déterminer un facteur de pondération de 2,5.

Cette approche concernant la fiabilité du temps de parcours est relativement nouvelle, en tout cas pour la France et il faut noter que les guides méthodologiques européens n'en font pas état actuellement. L'approche retenue en France reste critiquable, notamment concernant la valeur du facteur de pondération. A minima, il serait intéressant de mettre en place une enquête nationale afin d'estimer les dispositions à payer pour la fiabilité du temps de parcours comme cela a pu être fait pour déterminer les valeurs du temps de parcours.

Les VOT sont spécifiques à chaque pays européen. CE Delft (2011b) ne fournit pas de valeurs spécifiques pour chaque pays. Il est uniquement précisé que pour d'après les résultats de CE/INFRAS/ ISI (2008) et HEATCO (2006), la VOT est comprise entre 24 € par heure pour les déplacements professionnels et 7 € par heure pour les déplacements de loisir de courte distance. Les valeurs pour des trajets de longues distances sont majorées d'environ 10 % supplémentaire par rapport aux valeurs de courtes distances. Enfin, les

valeurs pour les trajets en bus sont inférieures de 10 à 25 % à la valeur des trajets réalisés en voiture particulière.

Concernant les coûts liés aux véhicules, CE Delft (2011b) propose de les estimer à l'aide du coût d'amortissement du véhicule en fonction de la distance. Ce dommage s'estime en divisant le prix d'achat ou les coûts de remplacement par l'espérance de vie moyenne des véhicules et les kilomètres parcourus dans l'année.

5.5. Résumé de la méthodologie d'évaluation du coût externe de la congestion

La méthodologie d'évaluation du coût externe de la congestion est résumée par la Figure 18 issue de CE Delft (2011).

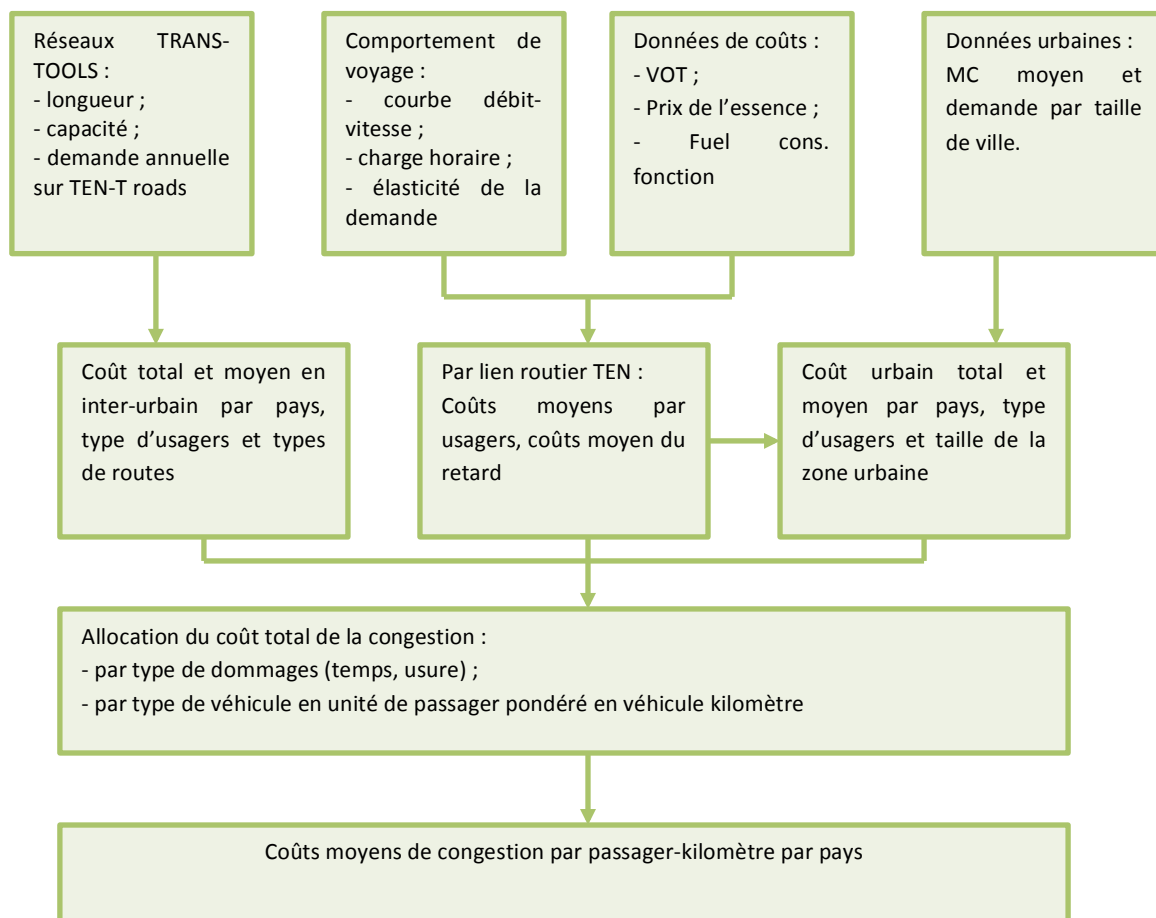


Figure 18 : Méthodologie d'évaluation du coût externe de la congestion

5.6. Congestion routière : une ambiguïté

Il faut ajouter qu'il demeure des interrogations quant à cette externalité, compte-tenu :

- d'une surestimation probable des coûts de congestion par les principes mêmes de leur évaluation (cf. méthodologie Handbook-2014 ci-après),
- d'une prise en compte de ces coûts qui semble controversée par les pratiques françaises.

Nous exposons ci-après une tentative de mise à plat des méthodes et de comparaison des coûts lorsque cela est possible, qui illustrent ces difficultés.

5.6.1. Méthodologie européenne : Handbook 2014

- On dispose des coûts €/veh.km (par pays), par catégories de véhicules, par catégories de route, et pour 3 niveaux de trafic (free-flow, near-capacity 0,75-1, over-capacity >1). Il s'agit de coûts EMCC (*Efficient marginal congestion cost*), coût externe marginal (et non moyen) correspondant à un fonctionnement efficient du réseau (recherche d'un optimal entre la demande et le coût d'utilisation), et non du coût MMCC (*market marginal congestion cost*) qui consisterait à quantifier l'ensemble des coûts subis (coûts moyens pour l'ensemble des utilisateurs et non-utilisateurs).
- On ne considère pas ici l'équité (entre les utilisateurs de la route créant et supportant les coûts de congestion, et les non-utilisateurs), mais seulement l'efficacité (du réseau).
- Les coûts Europe ont été construits à partir du modèle (de trafic) FORGE appliqué à UK / Londres et autres agglomérations, pour des configurations types (milieux et catégories de route, conditions de trafic en 3 classes), assortis de quelques corrections. Cette démarche permet de dépasser l'utilisation d'une courbe débit-vitesse sur un tronçon de voie isolé (ce qui n'aurait pas de sens en termes de demande) au profit de « réseaux plus intégrés ». Elle permet également de quantifier la demande (modèle d'affectation du trafic). On définit ainsi des valeurs-types des coûts de congestion selon les configurations.
- Les coûts pour un pays sont obtenus par transposition selon un coefficient du PIB.
- Handbook-2014 ne propose pas de valeurs intégrées par pays (ensemble des conditions, ensemble des catégories de véhicules), ni n'explique comment les valeurs unitaires proposées doivent être utilisées.
- Cependant, on peut supposer que pour établir des coûts agrégés à échelle d'un pays (ou d'un territoire), comme cela est fait par exemple dans les comptes transports de la nation pour la France, on devrait considérer une répartition du trafic selon les conditions types proposées.
- Ainsi, si on prend une hypothèse de répartition : par exemple free-flow 65% ; proche capacité 25% ; sur-capacité 10% (la congestion ne représente généralement que moins de 5% des vehxkm), on peut établir des hypothèses intégrées pour la France. On obtient alors des coûts de l'ordre de 14 à 71c€/vkm en urbain (voitures) et de 7 à 30 c€/vkm en rural (qui ne sont incohérents avec les coûts utilisés dans les Comptes Transports de la Nation 2011, cf. plus loin).
- Compte-tenu des remarques précédentes concernant la pertinence de la référence aux conditions à vide pour l'estimation des coûts, nous pourrions estimer des coûts en négligeant ceux à vide et ceux en proche capacité. Les coûts résultants seraient alors systématiquement réduits de 60 à 93% par rapport aux précédents, et ceci pour toutes les catégories de véhicules et situations.

Tableau 21 : Coûts (unitaires marginaux d'efficacité) de la congestion pour la France (Handbook-2014, exemple des voitures particulières) et leur intégration sous une hypothèse de distribution des conditions de trafic et coût en référence à la capacité maximale (de la voie)

Vehicle	Region	Road type	Free flow	Near capacity	Over capacity	Coût intégré	Coût en référence à la capacité
			(€/vkm)	(€/vkm)	(€/vkm)		
<i>Hypothèse de répartition du trafic :</i>			65%	25%	10%		
Car	Metropolitan	Motorway	0,0	28,9	66,3	13,8	3,7
		Main roads	1,0	152,3	195,4	58,3	4,3
		Other roads	2,7	171,9	261,5	70,9	9,0
	Urban	Main roads	0,7	52,4	81,7	21,7	2,9
		Other roads	2,7	150,3	248,5	64,2	9,8
	Rural	Motorway	0,0	14,4	33,2	6,9	1,9
		Main roads	0,4	19,7	65,4	11,8	4,6
		Other roads	0,2	45,3	150,1	26,5	10,5

Concernant les approches européennes antérieures (Handbook 2008 et CE Delft/Infras, 2011), bien que des coûts de congestion soient exprimés, ils sont abandonnés dans les comparaisons intermodales (HB 2008) ou alors ils ne sont pas ajoutés aux autres coûts (CE Delft/Infras, 2011). Becker et al. (2011) ne tient même pas compte des coûts de congestion dans leur rapport.

5.6.2. Méthodologie européenne, approches antérieures

- Handbook-2008
 - o propose des valeurs (Table 7, p34) pour l'heure de pointe du matin :
 - 0,05 (rural) à 2 (urbain centre) €/veh.km PC ; 0,13 à 4€/veh.km HGV
 - o propose des valeurs intégrées par pays (données allemandes, €2000, Tab 48, p103) pour urban Peak (0,30c€/vkm VP, 0,75c€/vkm PL) / off-peak (Oc€), interurban (peak : 10 - 35c€ resp, et off-peak), mais pas la répartition entre ces situations.
- CE-Delft/Infras, 2008 :
 - o Propose des « estimations de congestion » basées sur des statistiques nationales
 - o Celles-ci sont exprimées en heure de retard par rapport à la vitesse fluide, et en coûts
 - o On en déduit des coûts / veh.km (25€/1000 veh.km pour la France, soit 0,025€/veh.km ?)

5.6.3. Méthodologies françaises

Concernant les coûts de congestion, le rapport Quinet (2013) ne propose pas d'estimation des coûts de congestion comme ils sont présentés au niveau européen. Il semble qu'il n'y a pas d'approche explicite de détermination des coûts de congestion et en particulier de quantification de la congestion / du temps perdu dans l'approche française.

Néanmoins, pour trouver des valeurs du coût de congestion dans la même veine que ceux issus du Handbook 2014, il faut se référer aux Comptes – transports en 2011, Tome 2 : Dossiers d'analyse économique des politiques publiques des transports publié en 2013.

Ce rapport propose une évaluation des coûts externes des transports en France et notamment le coût de la congestion. C'est à ce niveau qu'on estime que le coût de la congestion (17c€/pkm VP en urbain par exemple) représente presque 70% de l'ensemble des coûts externes, et donc bien supérieur au coût de la

pollution de l'air (0,6 à 1,4c€/pkm, VP). Ces coûts sont de 2 et 1,2c€/p.km VP en interurbain et rase campagne.

Ces estimations (absolues annuelles ?) sont dérivées de coûts par véh .km, liés au temps perdu par l'arrivée d'un véhicule supplémentaire sur la voirie, moyennés par les trafics selon les types de voies. Mais on ne dispose pas d'explicitation de leur élaboration (quantification globale du temps perdu sur les routes par la congestion). Les références SETRA citées ne permettent pas d'éclairer cette méthodologie d'estimation.

Cependant, l'évaluation du bilan des externalités du trafic routier pour l'année 2009 (Tab 8 p20) ne prend pas en compte les coûts de congestion, car « le coût marginal, lié à l'arrivée d'un véhicule supplémentaire, ne peut pas s'appliquer à l'ensemble de la demande en transport routier ». Il n'est donc pas possible d'évaluer un coût externe global lié à la congestion.

Les estimations du CGDD pour l'année 2005 (méthodologie proche de l'évaluation précédente) donnaient des résultats très différents : coûts de congestion représentant de l'ordre de 50% du total, pollution de l'air représentant 50% du coût de congestion (donc beaucoup plus élevée que pour 2011).

Messages clés :

Le calcul des coûts externes liés à la congestion demeure assez confus dans les approches européennes et françaises et conduit à une forte variabilité des valeurs, et la totalité des documents en font abstraction lorsqu'il s'agit de l'intégrer dans une analyse globale des externalités, et/ou de comparer des modes de transports, pour différentes raisons :

- la congestion estimée pour le réseau routier est principalement supportée par ses utilisateurs. Elle ne peut être estimée par-delà les modes de transports
- le coût de congestion est un coût marginal (qui s'ajoute à un coût moyen de congestion dépendant de l'état initial, et qui ne doit pas être comptabilisé comme coût externe). Il ne peut pas être extrapolé à l'ensemble du trafic (contrairement à la plupart des autres externalités).

La sensibilité du calcul reste sujette à de nombreuses discussions, notamment très développées dans les documents méthodologiques français.

Les comparaisons entre coûts de congestion et coûts de la pollution de l'air (ou d'autres externalités) semblent sujettes à caution, dès lors que les estimations françaises ne s'appliquaient « qu'au dernier véhicule entrant » (pour la congestion) et ne sont pas globalisées à l'ensemble du trafic (tandis que les coûts liés aux externalités environnementales le sont).

On peut donc s'interroger sur la comparaison des coûts externes de congestion avec les autres externalités notamment environnementales.

6. Propositions de nouvelles estimations de coûts externes environnementaux

Il était prévu dans le cahier des charges, de proposer de nouvelles valeurs monétaires pour les externalités environnementales et de tester ces valeurs sur un cas d'application d'études socio-économiques tel que les études ZAPA.

A l'issue des deux premières phases de l'étude sur l'analyse critique des méthodologies européenne et française du calcul du coût externe du transport routier nous avons formulé un certain nombre de critiques/commentaires.

Ces "*critiques/commentaires*", présentés de façon simplifiée et caricaturale, portent sur :

1. La **quantification physique des externalités** – effets pris en compte, facteurs d'émission, vitesses de circulation et autres hypothèses, parcs automobiles, quantification de la congestion, etc.
2. **Les méthodes de valorisation monétaire** des externalités qui aboutissent aux valeurs "*tutélaires*", et non pas la valeur monétaire en elle-même.

En ayant à l'esprit que le coût de = *Quantité x Valeur monétaire*

Ces critiques/commentaires sont de deux ordres.

1. Les premières insistent sur le fait que les informations décrivant les méthodes européenne et française qui figurent dans les rapports de référence sont quelquefois insuffisantes pour *démêler les fils* qui permettent de parvenir aux résultats finaux. Compte tenu de la multiplicité des externalités à traiter, de la complexité des rapports et du renvoi fréquent à de nombreux autres travaux, il n'aurait de plus pas été possible de clarifier ce qui devait l'être avec les auteurs présumés.
2. Les secondes, qui portent sur les méthodes ou certaines hypothèses associées, sont des critiques qui s'appuient sur la littérature d'auteurs spécialisées.

A l'aune des résultats de ces deux premières phases, l'équipe projet a émis un certain nombre de recommandations, qui convergent avec celles d'autres auteurs, y compris ceux des ouvrages de référence (Handbook 2008, Handbook 2014 et rapport Quinet 2013).

Pourquoi des propositions de révision de la quantification des externalités environnementales et leur mise en œuvre ne sont pas possibles dans ce cadre ?

La quantification des externalités environnementales - dans la méthodologie européenne et française - repose sur des approches complexes, dont l'explicitation est difficile et souvent insuffisamment documentée, et dont la mise en œuvre est intégrée dans des outils logiciels qui intègrent eux-mêmes une part d'hypothèses non explicitables. Ainsi pour la pollution de l'air, l'outil TREMOVE met en œuvre des compositions de parc automobile, des hypothèses de vitesses de circulation basées sur des fonctions de trafic, des facteurs d'émission, des effets, etc., et on ne dispose *in fine* que de valeurs compilées à l'échelle d'un pays ou de l'Europe, sans qu'il soit possible de remettre en œuvre cette chaîne de calcul en maîtrisant les hypothèses. Dans l'approche française, on a plutôt une explicitation pas à pas des hypothèses (facteurs d'émission, vitesses, etc.), ce qui en facilite l'analyse critique. Cependant une révision de la méthodologie française s'appuierait certainement sur une approche désagrégée comme celle mise en œuvre dans TREMOVE, à partir de l'inventaire national des émissions du trafic et des compositions de parc sous-jacentes. Cette révision nécessiterait de questionner également l'approche concernant les effets (sanitaires) retenus, la prise en compte d'autres polluants, des polluants secondaires, etc. Outre la

disponibilité des données, l'élaboration complète d'une telle approche nécessiterait des efforts très conséquents.

Cette complexité de révision et mise en œuvre des approches de quantification des externalités environnementales concerne également les autres externalités.

A l'inverse, on pourrait souhaiter « réviser » tel facteur d'émission, la composition du parc, telles hypothèses entrant dans la quantification de l'externalité. Outre le fait qu'intégrer de telles hypothèses modifiées dans l'ensemble de la chaîne d'évaluation des coûts externes serait très complexe, la portée de telles analyses serait également assez limitée (sensibilité à l'un ou l'autre des très nombreuses hypothèses ou données d'entrée de l'évaluation, focalisée sur une seule externalité).

C'est pourquoi il nous semble peu approprié de répondre ici par des analyses très ponctuelles, et irréaliste de proposer et mettre en œuvre des révisions des approches de quantification des externalités.

Pourquoi des propositions de nouvelles valeurs monétaires pour l'évaluation des externalités environnementales ne sont pas possibles ?

- Pour la **pollution atmosphérique**, la valeur de la vie humaine est l'élément clé permettant de déduire une valeur monétaire des différents polluants émis par le transport routier. Réviser les valeurs monétaires, ou proposer de nouvelles estimations, requiert la réalisation de nouvelles études théoriques et empiriques à grande échelle, en France, pour déterminer la valeur de la vie humaine et le coût du blessé grave et léger est un enjeu important. Le rapport Quinet (2013) reconnaît d'ailleurs cette nécessité, puisqu'il insiste clairement sur ce point :
 - « il est souhaitable, pour les projets pour lesquels l'impact sur la santé est important, d'établir des ratios coût-utilité dans les études de manière à isoler l'effet santé sur les autres dimensions du projet en faisant apparaître des indicateurs du type euro par QALY (Quality Adjusted Life Year) gagné, **en développant les recherches pour construire une référence française.**
 - Poursuivre les travaux pour mieux appréhender la relation qui existe entre le risque et la VVS (structure temporelle, perception, ampleur du risque, risques personnels et collectifs, etc.). » (page 109).

Que dit la littérature sur les voies à explorer pour améliorer la valorisation des coûts externes de la pollution atmosphérique ?

- Dans le cadre des travaux théoriques, cela peut revenir à introduire l'approche QALY (Quality Adjusted Life Year) ou « année de vie ajustée par sa qualité » ou à proposer un cadre théorique rigoureux de la valeur de la vie humaine introduisant l'aversion à l'ambiguïté (Treich, 2010) ou à utiliser une approche par la fonction de bien-être sociale (Adler et al., 2014). Cependant, les travaux de Treich (2010) et Adler et al. (2014) ne fournissent aucune application empirique sur lesquelles nous pourrions nous baser pour fournir des nouvelles valeurs de la vie humaine et par conséquent, en déduire une valeur monétaire de la pollution atmosphérique.
- Le travail de Dione et Lebeau (2010) présente l'ensemble des modèles/approches permettant d'estimer la valeur de la vie humaine et également, les valeurs monétaires de celle-ci. Ils concluent que la valeur de la vie humaine devrait se situer entre 5 et 6 millions de dollars US en 2000. Or cette étude est réalisée pour le Canada et se base sur une méta-analyse, il est donc impossible de transférer cette valeur à la France sans se heurter aux mêmes critiques que nous avons-nous même formulées au sujet du parc automobile français.

Conclusion :

Formuler de nouvelles estimations de valeurs monétaires, fondées théoriquement et empiriquement, pour améliorer la prise en compte des externalités environnementales liées à la pollution atmosphérique nécessite de réaliser un travail théorique puis empirique de profondeur.

- Pour le cas de la **pollution sonore**, la réalisation de nouvelles étude de monétarisation en France et/ou de réaliser une méta-analyse plus récente au niveau européen devrait/pourrait être envisagée.
- Pour ce qui est de la prise en compte des impacts environnementaux **qualité de l'eau et des sols**, il existe plusieurs techniques alternatives à l'évaluation primaire des externalités environnementales (cf. annexe). Seules les deux premières méthodes, auraient éventuellement pu être déployées dans le temps et le budget alloué à notre étude. Cependant, la première méthode ne s'adapte pas aux études locales, ce qui est le cas des études ZAPA. Les erreurs de transfert induites seraient susceptibles de conduire à de mauvais arbitrages pour une évaluation locale telle que celle-ci. La seconde, suppose des évaluations physiques non disponibles dans les études ZAPA, car elles n'ont pas été prévues en amont.
- Ce que propose l'équipe de projet
- Devant cette impossibilité, nous proposons une révision du contenu de la tâche 3.a, dans le respect des attentes de l'ADEME de comprendre les écarts de valorisation des externalités entre la méthode européenne et la méthode française.
- Dans le respect du cahier des charges, notre point d'entrée est le rapport réalisé par l'APUR en juillet 2012 sur l'évaluation socio-économique des coûts et bénéfices de la mise en place d'une ZAPA en région parisienne, qui analyse, à partir d'une situation de référence, plusieurs scénarios (neuf au total) de mise en place d'une ZAPA dans cette région. Cette étude fournit des données de quantification des externalités et les valeurs monétaires associées afin de construire l'évaluation socio-économique des coûts et des bénéfices d'une ZAPA.
- Notre proposition se déroule de la manière suivante :
- Sélectionner un scénario de l'étude réalisée par l'APUR (2012) en identifiant les données issues de la situation de référence ainsi que celles relevant du scénario choisi en particulier.
- Sur cette situation de référence et du scénario choisi, nous procédons à une analyse critique des données de quantification des externalités (pollution de l'air, CO2, bruit).
- Nous réévaluons, à partir des données de quantification des externalités explicitées dans le rapport de l'APUR (2012), les coûts externes environnementaux en appliquant les valeurs monétaires de référence retenues dans le Handbook 2014 et dans le rapport Quinet (2013). Nous confronterons/comparerons les résultats monétaires totaux obtenus grâce à l'application des valeurs monétaires du Handbook 2014 et du rapport Quinet (2013).
- A partir des résultats de la phase de réévaluation des coûts externes environnementaux, nous proposons des **études de sensibilités** lorsque nous faisons varier d'une manière séquentielle, d'une part les données de quantification des coûts externes environnementaux et d'autre part, les valeurs monétaires de référence. Cette étude de sensibilité permettrait (au conditionnel) de mettre

en évidence les effets d'une sous/sur-estimation dans la quantification des coûts externes environnementaux, et également les effets d'une variation dans les valeurs de référence applicables aux coûts externes environnementaux.

6.1. Présentation de l'étude ZAPA

La pollution atmosphérique à travers l'émission de différents polluants et notamment des particules fines est responsable de 48 000 décès prématurés par an en France soit environ 9% de la mortalité française selon la dernière étude de Santé Publique France rendue publique le 21 juin 2016. La lutte contre la pollution atmosphérique constitue donc un enjeu de santé majeur.

Pour lutter contre la pollution atmosphérique, la loi Grenelle II prévoit l'expérimentation de Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) dans les communes ou groupements de communes de plus de 100 000 habitants dont la qualité de l'air s'avère mauvaise. Les ZAPA sont inspirée des « *Low Emission Zones* » qui sont expérimentés depuis 1996 en Europe où l'accès est interdit aux véhicules ne répondant pas à certains critères sur leurs émissions polluantes.

Les Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) ont pour objectif de réduire la pollution atmosphérique liée à la circulation routière en zone urbaine. Ces ZAPA doivent permettre de contribuer au respect des normes de qualité de l'air définies par la réglementation communautaire et d'éviter les coûts sanitaires et sociaux associés (APUR, 2012). Les ZAPA permettent en particulier de restreindre la circulation des véhicules les plus polluants sur un périmètre donné. Compte tenu du caractère novateur des ZAPA en France, l'Ademe a lancé en juillet 2010 un appel à projets « Étude de faisabilité des ZAPA ». Huit collectivités françaises (Paris, Plaine Commune, Grand Lyon, Grenoble-Alpes Métropole, Pays d'Aix, Clermont Communauté, Nice Côte d'Azur et la Communauté Urbaine de Bordeaux) ont répondu à cet appel à projet. Nous nous focalisons sur celle réalisée en région parisienne. Elle constitue une des études les plus abouties, notamment en fournissant une étude d'impact socioéconomique de la mise en œuvre d'une ZAPA.

Pour réaliser notre étude, nous nous attachons à l'étude d'impact socioéconomique de la ZAPA en agglomération parisienne publiée en juillet 2012 par l'APUR. Cette étude vise à examiner la faisabilité de l'expérimentation d'une ZAPA, ainsi que les modalités de sa mise en œuvre. Nous ne proposons bien évidemment pas de refaire cette étude, mais de s'appuyer sur les données fournies par celle-ci afin d'étudier l'impact des deux approches, européenne et française, en termes de quantifications des émissions de polluants et de valeurs monétaires de référence, nous permettant de faire apparaître des différences entre ces deux approches lors d'une évaluation en pratique du coût externe du transport routier. Nous nous attachons aux externalités environnementales, et en particulier, à la pollution atmosphérique, aux émissions de gaz à effet de serre. Dans une moindre mesure, nous étudions la pollution sonore et les accidents de la route. Les externalités retenues pour réaliser notre étude est directement liés aux données qui sont fournies par l'étude APUR (2012). Nous devons écarter de notre analyse la congestion routière puisque les données de l'étude APUR (2012) ne nous permettent pas de déterminer les niveaux de congestion au sein de l'agglomération parisienne. D'ailleurs, APUR (2012) ne traite pas de la congestion mais du temps de déplacement total exprimé en véhicule par heure pour une année.

D'après APUR (2012), nous définissons la situation de référence en reprenant les données de l'étude directement. Puis, nous choisissons un scénario de mise en œuvre de l'expérimentation ZAPA parmi les neuf étudiés dans l'étude originelle. Ensuite, nous menons une analyse critique sur les données de quantifications d'émissions de polluants atmosphériques. Enfin, nous déterminons à partir des valeurs de

références issues de la méthodologie européenne (Handbook 2014) et de la méthodologie française (Quinet, 2013), le coût externe des externalités citées plus haut que nous sommes en mesure d'étudier à partir de l'étude APUR (2012). Dans une dernière étape, nous menons une étude de sensibilité lorsque nous faisons varier d'une manière séquentielle, d'une part, les données de quantification et d'autre part, les valeurs monétaires de référence.

6.1.1. Situation de référence

L'évaluation des coûts et avantages de la mise en œuvre d'une ZAPA se base sur une situation de référence qui est commune à chaque scénario de mise en œuvre d'une ZAPA en région parisienne. APUR (2012) précise que cette situation de référence correspond au périmètre considéré sans les mesures liées à la ZAPA comme les interdictions de circuler pour les véhicules polluants.

Cette situation de référence est définie pour l'année 2015. Elle s'intéresse à l'analyse des modélisations de trafic et aux émissions liées au trafic sans ZAPA. Le Tableau 22 fournit les éléments concernant la circulation de véhicules particuliers et poids lourds ramenés en véhicule par kilomètre et en véhicule par heure. Ces données exprimées en véhicules par kilomètre et en véhicules par heure sont équivalentes. La différenciation est faite pour des questions de facilité de calcul, notamment pour évaluer le temps de déplacement, il est plus aisé de disposer des données en heure.

Tableau 22: Situation de référence - Données quantitatives de la circulation routière (Source: APUR, 2012)

Situation de référence	
Véhicules particuliers (veh.km)	75 765 600 193
Poids lourds (veh.km)	13 719 017 924
Véhicules particuliers (veh.h)	668 584 718
Poids lourds (véh.h)	82 547 965

Le Tableau 23 fournit les données d'émissions de polluants atmosphériques (i.e. NOx, PM10, PM2.5 et CO2) en tonne par an pour l'année 2015. Le Tableau 24 donne le nombre d'accidents en petite couronne estimé pour l'année 2015. Les données de ces trois tableaux constituent donc la situation de référence. Chaque scénario qui a été analysé par l'APUR (2012) se base sur cette même situation de référence afin d'évaluer les coûts et avantages de la mise en place d'une ZAPA en région parisienne.

Tableau 23: Situation de référence – Données quantitatives d'émissions de polluants (Source : APUR, 2012)

Émissions de polluants	Tonne/an
NOx	29 357
PM10	2 315
PM2.5	1 804
CO2	8 852 548

Tableau 24: Situation de référence – Données quantitatives sur les accidents de la route (Source : APUR, 2012)

Nombre d'accidentés en petite couronne	
Blessés légers	6 503
Blessés graves	2 081
Tués (30 jours)	94

L'étude de l'APUR (2012) ne fournit pas d'évaluation de la pollution sonore en décibels. La pollution sonore est tout de même prise en compte dans l'évaluation de la mise en place d'une ZAPA, mais elle est estimée par le biais de la circulation routière en véhicule - kilomètre.

6.1.2. Sélection du scénario

L'étude réalisée par l'APUR (2012) étudie neuf scénarios différents de mise en place de ZAPA. Ces neuf scénarios modifient le périmètre géographique et les véhicules autorisés à circuler dans la zone en fonction de leurs normes EURO.

Concernant le périmètre géographique, l'étude se situe en région parisienne et les périmètres pour les scénarios sont les suivants (voir Figure 19 ci-dessous) :

- Périmètres intra-A86 avec l'A86 incluse ou exclue du périmètre,
- Périmètres resserrés : Paris avec ou sans les axes comprenant ou non l'A86 et Paris avec la Plaine Commune.
-

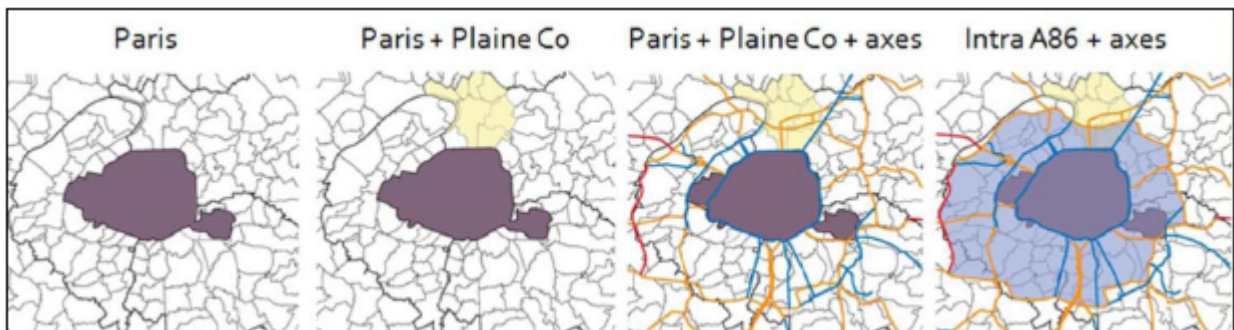


Figure 19 : Périmètres à l'étude pour les scénarios (Source : APUR, 2012)

Concernant les véhicules qui ont une interdiction de circuler dans la ZAPA, l'étude de l'APUR (2012) se base sur une nomenclature des véhicules réalisée par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL). Le MEDDTL a attribué aux véhicules des étoiles, de 1 à 5, en fonction de leur niveau d'émissions polluantes selon le type de véhicules et sa date de mise en circulation, ce qui permet de retrouver les normes EURO. Le Tableau 25 reprend la nomenclature des véhicules utilisée pour l'étude ZAPA²².

²² Nous n'avons pas reproduit l'intégralité du tableau fourni dans l'étude de l'APUR (2012), mais seulement les éléments nécessaires à la compréhension de cette phase de l'étude réalisée par l'IREEDD.

Tableau 25: Nomenclature des véhicules (Source : APUR, 2012)

Groupe Véhicules ZAPA	Poids Lourds + Bus + Autocar	Voitures particulières
*	Jusqu'au 30/09/2001 ou répondant aux normes Pré-Euro III	Jusqu'au 30/09/1997 ou répondant aux normes Pré-Euro II
**	Entre le 01/10/2001 et 30/09/2006 ou répondant à la norme EURO III	Entre le 01/10/1997 et le 31/12/2000 ou répondant à la norme EURO II
***	-	Entre le 01/01/2001 et le 31/12/2005 ou répondant à la norme EURO III
****	A partir du 01/10/2006 ou répondant aux normes EURO IV et au delà	A partir du 01/10/2006 ou répondant aux normes EURO IV et au delà

L'ensemble des neuf scénarios étudiés par l'APUR (2012) combinent les différents périmètres géographiques et les véhicules qui ont une interdiction de circuler dans la zone, soit il est considéré les véhicules 2* ou 3*. Dans notre étude, nous proposons d'étudier plus particulièrement un seul de ces neufs scénarios. Nous retenons le scénario 3 de l'étude APUR (2012).

Le choix de ce scénario spécifique est motivé pour les raisons suivantes :

- Les scénarios incluant Paris seul ou Paris et la Plaine Commune ou encore Paris et certains grands axes entrant vers Paris, correspondant aux scénarios 4 à 9, sont peu réalistes en pratique et les gains associés sont relativement limités ;
- Les scénarios intra-A86 incluant l'A86 sont considérés comme très discutables du point de vue de l'évaluation du trafic notamment en transport collectif à cause de la saturation du réseau de transport collectif qui n'est pas prise en compte ;
- Le scénario 3 intra-A86 n'incluant par l'A86 et de niveau 3* pour les véhicules qui ont une interdiction de circuler, ce niveau est la plus forte restriction, est celui dont les effets sont les plus significatifs en termes de polluants locaux et CO2, accidents, temps, etc.
-

Comme pour la situation de référence, nous présentons, d'après les données fournies par l'APUR (2012), les différents éléments quantifiés pour le scénario 3 qui sont résumées dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 26 : Scénario 3 - Données quantitatives de la circulation routière (Source: APUR, 2012)

Scénario 3	
Véhicules particuliers (veh.km)	74 893 206 703
Poids lourds (veh.km)	13 702 749 798
Véhicules particuliers (veh.h)	645 850 016
Poids lourds (véh.h)	81 531 168

Tableau 27 : Scénario 3 - Données quantitatives d'émissions de polluants (Source : APUR, 2012)

Émissions de polluants	Tonne/an
NOx	26 741
PM10	2 131
PM2.5	1 623
CO2	8 750 612

Tableau 28 : Scénario 3 - Données quantitatives sur les accidents de la route (Source : APUR, 2012)

Nombre d'accidentés en petite couronne	
Blessés légers	6 446
Blessés graves	2 063
Tués (30 jours)	93

6.2. La mise en œuvre d'une ZAPA en région parisienne va réduire le nombre de circulation, les émissions de polluants, ainsi que le nombre d'accidents de la route par rapport à la situation de référence. Évaluation monétaire des externalités

Dans cette section, nous proposons de réévaluer le scénario choisi précédemment au regard des valeurs monétaires de référence au niveau européen (Handbook 2014) et celle retenue au niveau français (Quinet, 2013). Nous recalculons également le scénario d'après les valeurs monétaires retenues par l'APUR (2012). Dans un premier temps, nous rappelons les valeurs monétaires de référence dans les deux cas. Ensuite, nous procédons à l'évaluation monétaire pour ces deux approches et nous comparons les résultats. Finalement, nous menons une étude de sensibilité des résultats trouvés précédemment. Cette étude de sensibilité fait varier d'une manière séquentielle, d'une part les données de quantification des coûts externes environnementaux et d'autre part, les valeurs monétaires de référence.

6.2.1. Rappel des valeurs de « référence » européennes et françaises

Dans les phases précédentes de l'étude, nous avons exposé les méthodologies européenne et française d'évaluation des coûts externes du transport routier. Elles nous permettent de fournir les valeurs monétaires de « référence » pour ces deux approches résumées synthétiquement dans le tableau ci-dessous. Nous rapportons également les valeurs utilisées dans le cadre de l'étude APUR (2012) dans ce même tableau. Les valeurs de référence d'APUR (2012) se réfèrent à l'instruction cadre de 2005 mise à jour en mai 2007 qui était en vigueur lors de la réalisation de l'étude en 2012.

Tableau 29 : Valeurs monétaires de référence

	Handbook 2014	Quinet 2013	APUR (2012)
<u>Pollution atmosphérique</u>			
NOx	13 052 €2010/t	VP : 15,8 € 2010/100 veh.km	9700 €2010/t
PM10	NC	PL : 186,6 € 2010/100 veh.km	203 755 €2010/t
PM2.5	211 795 €2010/t		509 388 €/t
<u>Valeur du carbone</u>			
Valeur faible CO2 (en t/CO2)	48 € 2010	Valeur unique : 32 € 2010 t/CO2	Valeur unique : 45,78 € 2010t/CO2
Valeur élevée CO2 (en t/CO2)	168 € 2010		
Valeur centrale CO2 (en t/CO2)	90 € 2010		
<u>Pollution sonore</u>			
VP	8,8 €2010/1000 veh.km	43 €2010/1000veh.km	0,957€2010/100veh.km
PL	81 €2010/1000 veh.km	430,5 €2010/1000veh.km	8,8 €2010/100 veh.km
<u>Accident – Valeur de la vie statistique</u>			
Blessé léger	21 600 € (1% de la VVS)	60 000 € (2% de la VVS)	30 818 €
Blessé grave	289 200 € (14% de la VVS)	450 000 € (15% de la VVS)	210 122 €
VVS	2 070 000 €	3 000 000 €	1 400 817 €

Pour la pollution atmosphérique et le choix des valeurs monétaires de référence, nous émettons quelques remarques qui sont les suivantes :

- La valorisation monétaire des PM10 n'est plus présente dans le Handbook 2014, ni dans le rapport Quinet (2013), tandis que APUR (2012) détermine une valeur monétaire à partir des valeurs de référence du Handbook 2008. Nous ne sommes pas en mesure d'expliquer pour quelles raisons les PM10 ne sont plus inclus dans les valeurs de référence concernant la pollution atmosphérique.
- La valeur monétaire de référence des PM2.5 de l'étude APUR (2012) est une actualisation de la valeur déterminée dans le Handbook 2008. Nous remarquons qu'entre l'actualisation réalisée par l'APUR (2012) et celle fournie par le Handbook 2014 pour la France, la valeur monétaire des PM2.5 a été divisé par plus de deux.
- Le rapport Quinet (2013) ne fournit pas de valeurs de références par type de polluants, contrairement au Handbook 2014. En effet, les valeurs de références ont été agrégées afin de fournir une valeur comprenant les coûts des émissions de NOx, SO2, COVNM et PM2.5. Ces valeurs sont tout de même différenciées par type de véhicule et tissu urbain. Les valeurs présentées dans le tableau ci-dessus sont celles correspondantes à de l'urbain très dense pour les véhicules particuliers et les poids lourds exprimées en euro par 100 veh.km.

Pour la pollution sonore, nous avons présenté dans les rapports précédents la méthodologie basée sur la carte de bruit stratégique. Cependant, les données de l'étude APUR (2012) ne nous permettent pas

d'utiliser cette méthodologie pourtant préconisée, nous devons donc nous reporter sur la seconde méthode qui se base sur les véhicules kilomètre afin d'estimer le coût externe de la pollution sonore.

6.2.2. Évaluation monétaire selon les deux méthodologies

L'évaluation monétaire des coûts externes s'établit en multipliant les données quantifiées d'un coût externe par sa valeur monétaire de référence. Nous réalisons ce calcul pour la situation de référence, pour le scénario choisi précédemment. Finalement, nous établissons le bilan entre la situation de référence et le scénario choisi par soustraction des différents coûts externes totaux calculés précédemment. Nous réalisons ces calculs en utilisant successivement les valeurs du Handbook 2014, puis celles du rapport Quinet (2013) et selon les valeurs retenues dans l'étude APUR (2012). Enfin, nous comparons les résultats de ces trois approches.

6.2.2.1. Approche européenne

Le tableau ci-dessous fournit les coûts externes pour la pollution atmosphérique, la pollution sonore, le changement climatique et les accidents de la route d'après les données issues de l'APUR en appliquant les valeurs monétaires de référence présentées dans le Handbook 2014 et qui sont rappelées dans le Tableau 29.

Tableau 30 : Évaluation des coûts externes en appliquant le Handbook 2014

	Situation de référence	Scénario 3	Bilan projet
<u>Pollution atmosphérique - Total</u>	765 245 744 €	692 766 817 €	72 478 927 €
Dont NOx	383 167 564 €	349 023 532 €	34 144 032 €
PM2.5	382 078 180 €	343 743 285 €	38 334 895 €
<u>Pollution sonore – Total</u>	1 777 977 734 €	1 768 982 953 €	8 994 781 €
Dont VP	666 737 282 €	659 060 219 €	7 677 063 €
PL	1 111 240 452 €	1 109 922 734 €	1 317 718 €
<u>Changement climatique - Total</u>	796 729 320 €	787 555 080 €	9 174 240 €
<u>Accidents – Total</u>	936 870 000 €	928 363 200 €	8 506 800 €
Dont blessés légers	140 464 800 €	139 233 600 €	1 231 200 €
Blessés graves	601 825 200 €	596 619 600 €	5 205 600 €
Tués (30 jours)	194 580 000 €	192 510 000 €	2 070 000 €
Coût externe total	4 276 822 798 €	4 177 668 050 €	99 154 748 €

Les coûts externes totaux diminuent entre la situation de référence et l'analyse du scénario 3 puisque le scénario réduit les émissions de polluants, la circulation des véhicules en région parisienne et diminue le nombre d'accidents. Il est pleinement cohérent que les coûts externes calculés avec les valeurs de référence du Handbook 2014 soient réduits entre les deux situations et par conséquent que le bilan soit positif, cela traduit bien une amélioration de la situation suite à la mise en place d'une ZAPA qui interdit la circulation aux véhicules 2* et 3*.

6.2.2.2. Approche française

Le tableau ci-dessous fournit les coûts externes pour la pollution atmosphérique, la pollution sonore, le changement climatique et les accidents de la route d'après les données issues de l'APUR en appliquant les valeurs monétaires de référence présentées dans le rapport Quinet (2013) et qui sont rappelées dans le Tableau 29.

Tableau 31 : Évaluation des coûts externes en appliquant le rapport Quinet (2013)

	Situation de référence	Scénario 3	Bilan projet
<u>Pollution atmosphérique - Total</u>	37 570 652 277 €	37 402 457 782 €	168 194 495 €
Dont VP	11 970 964 830 €	11 833 126 659 €	137 838 171 €
PL	25 599 687 446 €	25 569 331 123 €	30 356 323 €
<u>Pollution sonore – Total</u>	9 163 958 025 €	9 119 441 676 €	44 516 348 €
Dont VP	3 257 920 808 €	3 220 407 888 €	37 512 920 €
PL	5 906 037 216 €	5 899 033 788 €	7 003 428 €
<u>Changement climatique - Total</u>	283 281 536€	280 019 584 €	3 261 952 €
<u>Accidents – Total</u>	1 608 630 000 €	1 594 110 000 €	14 520 000 €
Dont blessés légers	390 180 000 €	386 760 000 €	3 420 000 €
Blessés graves	936 450 000 €	928 350 000 €	8 100 000 €
Tués (30 jours)	282 000 000 €	279 000 000 €	3 000 000 €
Total coût externe	48 626 521 837 €	48 396 029 042 €	230 492 795 €

6.2.2.3. Approche APUR (2012)

Le tableau ci-dessous fournit les coûts externes pour la pollution atmosphérique, la pollution sonore, le changement climatique et les accidents de la route d'après les données issues de l'APUR en appliquant les valeurs monétaires de référence présentées dans le rapport de l'APUR (2012) et qui sont rappelées dans le Tableau 29.

Dans l'étude APUR (2012), les résultats du bilan entre la situation de référence et le scénario 3 sont donnés dans le tableau 30 – Valorisation et bilan, résultats finaux en page 44. En comparant, le bilan issu du rapport APUR (2012) et nos propres calculs, nous remarquons quelques différences qui sont les suivantes :

- L'intégralité des valeurs monétaires du bilan pour la pollution atmosphérique (i.e. NOx, PM2.5, PM10) sont différentes, par exemple pour les NOx, APUR (2012) trouve 25 370 059 € et nous 25 375 200 €.
- L'évaluation du bilan pour les accidents comporte également des différences de valeurs entre nos calculs et ceux réalisés par l'APUR (2012). Par exemple, pour les blessés légers, APUR (2012) trouve 1 757 268 €, tandis que nous trouvons une valeur de 1 756 626 €.
- Pour le changement climatique, nous avons estimé une valeur supérieure d'un montant de 40 € par rapport à la valeur fournit dans l'étude de l'APUR (2012).
- Les différences de valeurs entre nos calculs et ceux réalisées par l'APUR (2012) sont relativement faibles, mais nous ne comprenons pas d'où elles peuvent provenir, peut-être des questions

d'arrondis ou de retranscription. En revanche, pour l'évaluation de la pollution sonore, nous trouvons les mêmes résultats que dans l'étude APUR (2012).

Tableau 32 : Évaluation des coûts externes en appliquant APUR (2012)

	Situation de référence	Scénario 3	Bilan projet
<u>Pollution atmosphérique - Total</u>	1 203 698 852 € (sans PM10)	1 086 124 424 € (sans PM10)	117 574 428 € (sans PM10)
	1 675 391 677 € (avec PM10)	1 520 326 329 € (avec PM10)	155 065 348 € (avec PM10)
Dont NOx	284 762 900 €	259 387 700 €	25 375 200 €
PM2.5	918 935 952 €	826 736 724 €	92 199 228 €
PM10	471 692 825 €	434 201 905 €	37 490 920 €
<u>Pollution sonore – Total</u>	1 932 350 371 €	1 922 569 970 €	9 780 401 €
Dont VP	725 076 794 €	716 727 988 €	8 348 806 €
PL	1 207 273 577 €	1 205 841 982 €	1 431 595 €
<u>Changement climatique - Total</u>	405 269 647 €	400 603 017 €	4 666 630 €
<u>Accidents – Total</u>	769 350 134 €	762 410 495 €	6 939 639 €
Dont blessés légers	200 409 454 €	198 652 828 €	1 756 626 €
Blessés graves	437 263 882 €	433 481 686 €	3 782 196 €
Tués (30 jours)	131 676 798 €	130 275 981 €	1 400 817 €
Total coût externe	4 310 669 005 € (sans PM10)	4 171 707 907 € (sans PM10)	138 961 098 € (sans PM10)
	4 782 361 830 € (avec PM10)	4 605 909 812 € (avec PM10)	176 452 018 € (avec PM10)

6.2.2.4. Comparaison des résultats

Le Tableau 33 présente les différents calculs du coût externe selon les valeurs de référence européennes, françaises et celles utilisées dans l'étude APUR (2012) pour la situation de référence.

Tableau 33 : Comparaison des coûts externes de la situation de référence

	Handbook 2014	Quinet 2013	APUR (2012)
Pollution atmosphérique - Total	765 245 744 € (sans PM10)	37 570 652 277 €	1 203 698 852 € (sans PM10) 1 675 391 677 € (avec PM10)
Dont NOx	383 167 564 €	NC	284 762 900 €
PM2.5	382 078 180 €	NC	918 935 952 €
PM10	NC	NC	471 692 825 €
VP	NC	11 970 964 830€	NC
PL	NC	25 599 687 446 €	NC
Pollution sonore – Total	1 777 977 734 €	9 163 958 025 €	1 932 350 371 €
Dont VP	666 737 282 €	3 257 920 808 €	725 076 794 €
PL	1 111 240 452 €	5 906 037 216 €	1 207 273 577 €
Changement climatique - Total	796 729 320 €	283 281 536 €	405 269 647 €
Accidents – Total	936 870 000 €	1 608 630 000 €	769 350 134 €
Dont blessés légers	140 464 800 €	390 180 000 €	200 409 454 €
Blessés graves	601 825 200 €	936 450 000 €	437 263 882 €
Tués (30 jours)	194 580 000 €	282 000 000 €	131 676 798 €
Coût externe total	4 276 822 798 €	48 626 521 837 €	4 310 669 005 € (sans PM10) 4 782 361 830 € (avec PM10)

Au regard du tableau ci-dessus, nous remarquons les éléments suivants :

- Les coûts externes calculés avec les valeurs Handbook 2014 et celles retenues dans l'étude APUR (2012) sont assez proches. Le coût externe total du Handbook 2014 est à « comparer » à celui de l'APUR (2012) sans PM10, puisque le Handbook 2014 ne donne plus de valeurs monétaires pour les PM10. La proximité des résultats ici n'est pas surprenant. En effet, certaines valeurs monétaires issues de l'APUR (2012) sont tirées du Handbook 2008, et le Handbook 2014 est une mise à jour du Handbook 2008. Certaines différences entre les valeurs monétaires peuvent être liées à la manière dont les données Handbook 2008 ont été actualisées pour réaliser l'étude APUR (2012) par exemple.
- Les coûts externes totaux calculés avec les valeurs monétaires de référence du rapport Quinet (2013) s'éloignent fortement des coûts externes calculés dans l'étude APUR (2012).
 - Tout d'abord, la manière dont est valorisé monétairement la pollution atmosphérique est différente. Le rapport Quinet (2013) fournit des valeurs agrégées pour l'ensemble des polluants (NOx, SO2, etc.) qui est exprimées en €/2010/100 veh.km. Cette méthode

contribue à relever les coûts externes de la pollution atmosphérique par rapport aux valeurs Handbook 2014 et APUR (2012). Les coûts externes de la pollution atmosphérique avec les valeurs Quinet (2013) sont plus de 20 fois plus importants que ceux calculés par APUR (2012).

- Le calcul du coût externe total avec les valeurs du rapport Quinet (2013) donne une valeur 10 fois supérieure à celle déterminée avec les valeurs du Handbook 2014 et de l'APUR (2012).

La figure ci-dessous montre la répartition des coûts externes totaux de cette étude ZAPA selon les différentes externalités pour les trois approches. Nous remarquons que la répartition entre les coûts externes est relativement similaire entre l'évaluation réalisée avec les valeurs monétaires du Handbook 2014 et celles de l'APUR (2012). En revanche, l'évaluation réalisée avec les valeurs monétaires du rapport Quinet (2013) donne un poids important à la pollution atmosphérique, qui représente ici 77 % du total des coûts externes.

Toujours au regard de la figure ci-dessous, les coûts environnementaux (i.e. pollution atmosphérique, pollution sonore et CO2) prennent la part la plus importante des coûts externes. Nous devons nuancer cependant ce résultat puisque nous n'avons pas pu prendre en compte les coûts externes de congestion dans cette étude. Cependant, nous attirons l'attention sur le fait la comparaison de valeurs monétaires unitaires ne renseignent pas sur la répartition des différentes externalités sur le coût externe total. Pour conclure de la prépondérance d'une externalité sur une autre, par exemple, les coûts externes des accidents sont plus importants que les coûts de la pollution atmosphérique, il faut avoir des données de quantifications de chaque externalité.

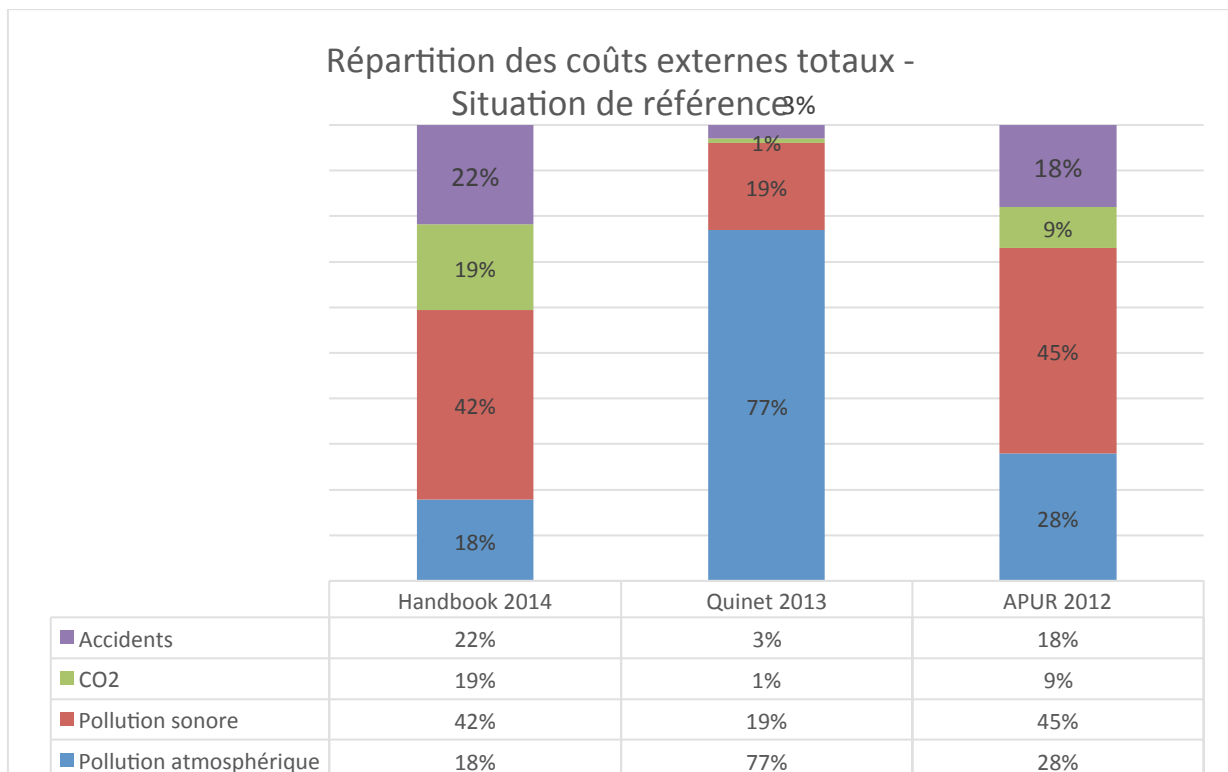


Figure 20 : Répartition des coûts externes totaux - Situation de référence

Nous procédons aux mêmes types de calcul pour le scénario 3, les calculs sont reportés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 34 : Comparaison du coût externe du scénario 3

	Handbook 2014	Quinet 2013	APUR (2012)
<u>Pollution atmosphérique - Total</u>	692 766 817 € (sans PM10)	37 402 457 782 €	1 086 124 424 € (sans PM10) 1 520 326 329 € (avec PM10)
Dont NOx	349 023 532 €	NC	259 387 700 €
PM2.5	343 743 285 €	NC	826 736 724 €
PM10	NC	NC	434 201 905 €
VP	NC	11 833 126 659 €	NC
PL	NC	25 569 331 123 €	NC
<u>Pollution sonore – Total</u>	1 768 982 953 €	9 119 441 676 €	1 922 569 970 €
Dont VP	659 060 219 €	3 220 407 888 €	716 727 988 €
PL	1 109 922 734 €	5 899 033 788 €	1 205 841 982 €
<u>Changement climatique - Total</u>	787 555 080 €	280 019 584 €	400 603 017 €
<u>Accidents – Total</u>	928 363 200 €	1 594 110 000 €	762 410 495 €
Dont blessés légers	139 233 600 €	386 760 000 €	198 652 828 €
Blessés graves	596 619 600 €	928 350 000 €	433 481 686 €
Tués (30 jours)	192 510 000 €	279 000 000 €	130 275 981 €
Total coût externe	4 177 668 050 €	48 396 029 042 €	4 171 707 907 € (sans PM10) 4 605 909 812 € (avec PM10)

Répartition des coûts externes totaux - Scénario 3

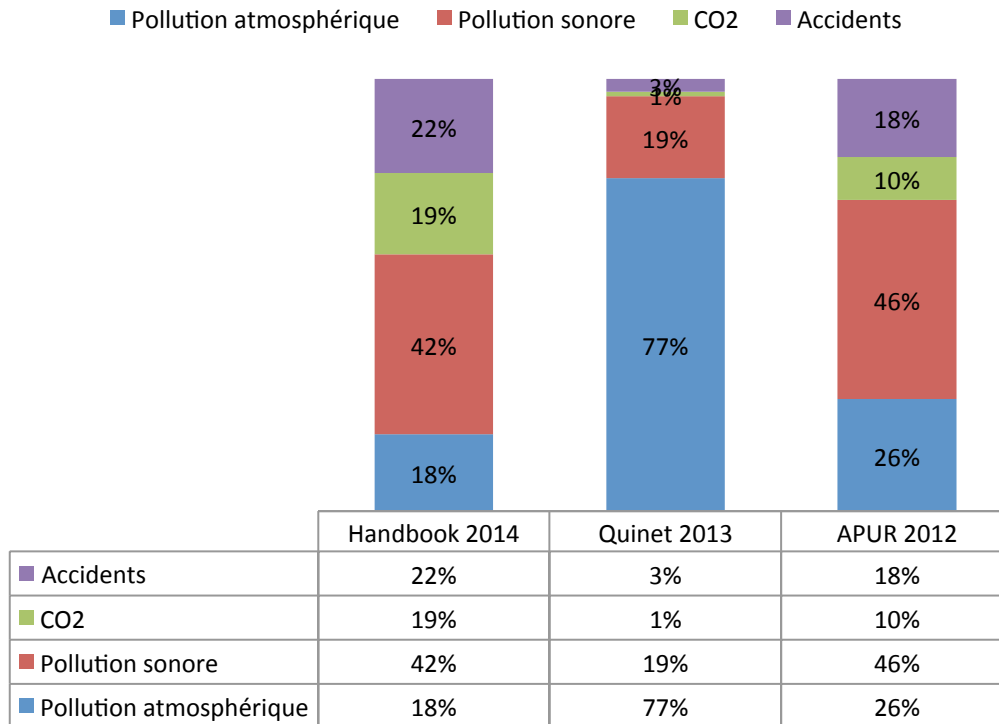


Figure 21 : Répartition des coûts externes totaux - Scénario 3

Dans le tableau ci-dessous, nous réalisons le bilan en termes de coûts externes entre la situation de référence et la mise en place du scénario 3 qui vise à interdire la circulation des véhicules 2* et 3* en considérant la zone intra A-86 mais n'incluant pas l'A-86.

Tableau 35 : Écarts entre les bilans de coût externe de la situation de référence et du scénario 3

	Handbook 2014	Quinet 2013	APUR (2012)
<u>Pollution atmosphérique - Total</u>	72 478 927 € (sans PM10)	168 194 495 €	117 574 428 € (sans PM10) 155 065 348 € (avec PM10)
Dont NOx	34 144 032 €	NC	25 375 200 €
PM2.5	38 334 895 €	NC	92 199 228 €
PM10	NC	NC	37 490 920 €
VP	NC	137 838 171 €	NC
PL	NC	30 356 323 €	NC
<u>Pollution sonore – Total</u>	8 994 781 €	44 516 348 €	9 780 401 €
Dont VP	7 677 063 €	37 512 920 €	8 348 806 €
PL	1 317 718 €	7 003 428 €	1 431 595 €
<u>Changement climatique - Total</u>	9 174 240 €	3 261 952 €	4 666 630 €
<u>Accidents – Total</u>	8 506 800 €	14 520 000 €	6 939 639 €
Dont blessés légers	1 231 200 €	3 420 000 €	1 756 626 €
Blessés graves	5 205 600 €	8 100 000 €	3 782 196 €
Tués (30 jours)	2 070 000 €	3 000 000 €	1 400 817 €
Total coût externe	99 154 748 €	230 492 795 €	138 961 098 € (sans PM10) 176 452 018 € (avec PM10)

La figure ci-dessous montre quels sont les gains les plus importants qui sont réalisées si la ZAPA telle que définit dans le scénario 3 est mis en place. On remarque que les principaux gains sont liés à la diminution de la pollution atmosphérique représentant 73 % des gains totaux pour l'évaluation réalisée avec les valeurs monétaires du Handbook 2014 et celles du rapport Quinet (2013) et 85 % dans le cadre de l'étude de l'APUR (2012).

Répartition des gains de la mise en place d'une ZAPA

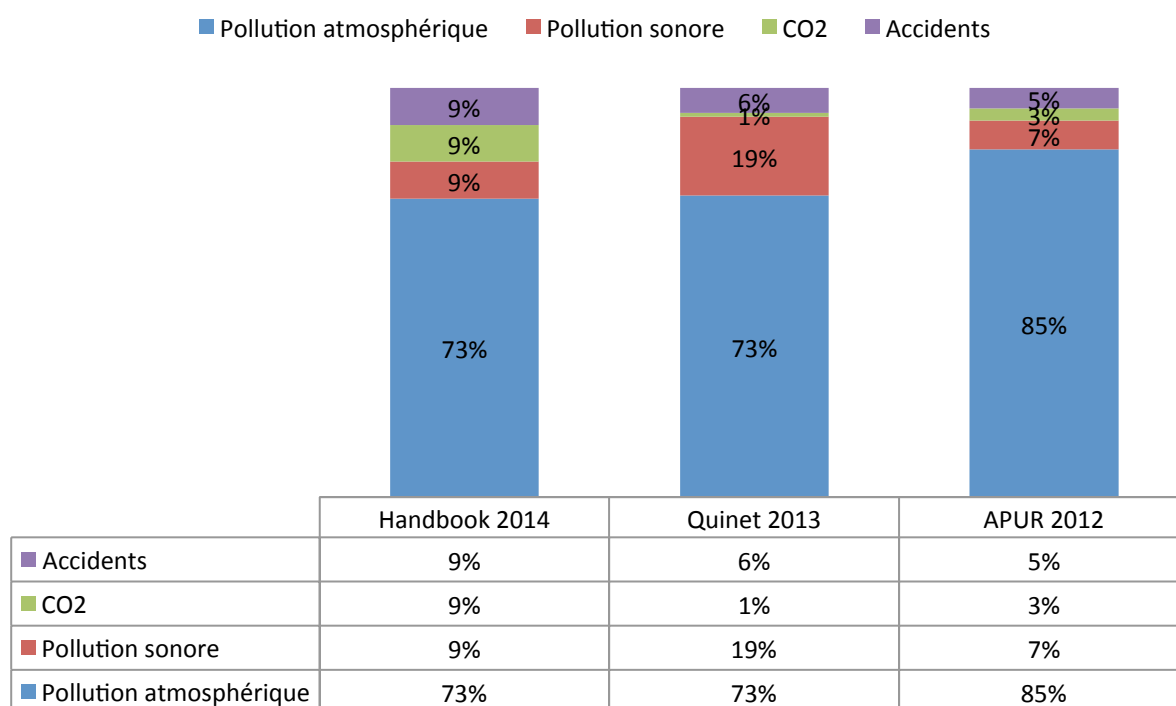


Figure 22 : Répartition des gains de la mise en place d'une ZAPA

6.3. Analyse critique des données de quantification des externalités et réflexion sur l'analyse de sensibilité de l'évaluation

6.3.1. Estimation erronée des vitesses, des facteurs d'émission ou des distances parcourues ?

On s'était proposé de se saisir de ce cas d'application ZAPA pour tenter d'analyser la sensibilité de l'évaluation à différents paramètres entrant en jeu ou à différentes étapes de la démarche. Nous nous sommes donc intéressés à quantifier certains des paramètres de l'évaluation afin d'envisager au-delà d'en analyser la sensibilité.

L'un des paramètres auquel sont sensibles plusieurs des externalités environnementales est la vitesse de circulation. Les données de quantification de l'étude ZAPA permettent d'estimer la vitesse moyenne de circulation de l'ensemble du trafic et même de différencier les vitesses des véhicules légers et lourds par le simple rapport des volumes de trafic totaux (en veh x km) et des durées de circulation (en heures).

Les valeurs obtenues sont cependant très peu vraisemblables (elles sont de l'ordre de 4 fois trop élevées et encore plus pour les camions, cf. Tableau 36), et cette inconsistance résulte certainement du mécanisme complexe de reconstitution des distances parcourues à partir des flux horaires de véhicules (cf. rapport APUR). Les distances seraient donc très probablement largement surestimées (tandis que les durées sont la donnée de bas de la simulation des trafics)

Cependant il est évident que ce ne sont pas ces estimations qui ont été utilisées pour les calculs d'émission, car ceux-ci ont été effectués par Airparif, s'appuyant sur sa propre méthode d'estimation des vitesses pour chacun des segments de route du réseau routier de l'Île-de-France.

Malheureusement, le rapport d'Airparif ne renseigne pas sur les valeurs résultats de vitesse.

Il s'avère donc impossible d'évaluer la sensibilité aux hypothèses de vitesse retenues, car celles-ci ne sont pas documentées et leur estimation s'avère inconsistante..

Tableau 36 : Données de quantification du scénario de référence et vitesses dérivées

Circulation - Situation de référence		Vitesse (km/h)		
		référence	scénario 3	
Véhicules particuliers (vehxkm)	75 765 600 193	113	116	
Poids lourds (vehxkm)	13 719 017 924	166	168	
Véhicules particuliers (vehxh)	668 584 718	119	122	
Poids lourds (véhxh)	82 547 965			

Les données de quantification précédemment utilisées pour l'analyse de sensibilité aux valeurs de références permettent également d'approcher des facteurs d'émission « moyens » du trafic, par le simple ratio des quantités émises sur le kilométrage total. Compte-tenu de ce qui a été dit précédemment sur la mauvaise approximation des distances on s'attend à ce que ces facteurs d'émissions soient également mal évalués et probablement dans le même rapport.

De fait on s'aperçoit que les facteurs d'émission moyens sont effectivement assez éloignés de valeurs plausibles telles que celles dérivées directement de l'inventaire des transports routiers du CITEPA (ratio entre les quantités d'émission et les véhicules x kilomètres annuels en France pour l'année 2014). L'écart n'est cependant que d'un facteur 2 (CO2) à 2,5 (PM2.5, CO).

Tableau 37 : Données de quantification du scénario de référence et facteurs d'émission dérivés et comparaison aux facteurs d'émission tirés de l'inventaire CITEPA et du Handbook-2014

Émissions de polluants	Tonne/an			
NOx	29 357			
PM10	2 315			
PM2.5	1 804			
CO2	8 852 548			

Facteurs émission g/km	référence	scénario 3	Citépa 2014	Handbook-2014 - urban
NOx	0,328	0,302	0,844	0,863
PM10	0,026	0,024	0,061	
PM2.5	0,020	0,018	0,050	0,042 (*)
CO2	98,3	98,8	202,3	

Ces écarts illustrent le risque lors des procédures d'évaluation d'obtenir des valeurs non maîtrisées compte tenu de la grande complexité des processus de détermination des différentes hypothèses et données de quantification.

Compte-tenu des évaluations séparées (pollution de l'air par Airparif, impacts socio-économiques par APUR, mais reprenant les données d'émissions d'Airparif), il y a tout lieu de penser que l'erreur identifiée

ci-dessus porterait au moins en partie sur l'évaluation des distances. Cependant, comme la plupart des externalités sont rapportées aux distances parcourues, ceci pourrait indiquer une mauvaise estimation portant sur les différentes externalités, au prorata de cet écart (soit dans un facteur 2 à ... 4).

6.3.2. La congestion n'est pas évaluée, mais le temps perdu ou gagné l'est (impact social)

L'évaluation socio-économique de la ZAPA n'évalue pas la congestion et cependant on évalue le temps gagné ou perdu en fonction des heures de circulation gagnées ou perdues selon les volumes totaux de trafic d'une part, et l'évaluation des vitesses de circulation qui ont sensiblement augmenté entre les 2 scénarios compte tenu de trafics plus faibles d'autre part. Ces coûts (gains en heures) sont bien comptabilisés dans le bilan global socio-économique.

Tableau 38 : Quantification du temps gagné dans le scénario ZAPA intra-A86 3* par rapport au scénario de référence, et évaluation relative des poids des externalités environnementales lorsqu'on tient compte ou non temps dans l'évaluation

Temps gagnés (scénario 3 / référence)	en heures	Valeurs en €
VP	22 734 697	312 602 156
Camions	1 016 797	38 922 975
Transports en communs	- non comptabilisés -	
Total	23 751 494	351 525 131

Tableau 39 : Évaluation relative des poids des externalités environnementales lorsqu'on tient compte ou non temps dans l'évaluation, dans le bilan global (à gauche) et dans la comparaison des scénarios (à droite)

Dans le bilan (scénario référence)	%	%	Répartition des gains du scénario 3, par externalités	%	%
Pollution air	28	7	Pollution air	85	24
Bruit	45	12	Bruit	7	2
Climat	9	2	Climat	3	1
Accidents	18	5	Accidents	5	1
Temps (sauf IC)	NC	74	Temps gagné (TC=0)	NC	72
Total	100	100	Total	100	100

Nous avons récapitulés les éléments relatifs à cette évaluation du temps dans le Tableau 38. On notera que les variations de temps dans les transports en commun n'ont pas été évaluées.

Cette évaluation du temps nous semble importante à souligner, car lorsqu'on la positionne en regard des externalités environnementales, elle prend une importance considérable. Ainsi dans un bilan intégrant le temps, la pollution de l'air ne représente plus que 7% des externalités, le climat 2% (contre 28 et 9% respectivement si on ne compte que les externalités environnementales et sociales-accidents). De même dans la comparaison des scénarios, le poids des externalités environnementales décroît considérablement. On préserve cependant un bon niveau de gain sur la pollution de l'air, ce qui démontre que la ZAPA est conçue pour cet objectif.

6.3.3. Réflexion sur les analyses de sensibilité

L'analyse socio-économique d'un scénario de ZAPA pour l'Île-de-France par APUR nous a offert un cadre complet d'analyse de l'évaluation des coûts externes, avec de nombreux aspects de quantification bien documentés - avec quelques limites évoquées ci-dessus. On notera au passage que le rapport spécifique sur la pollution de l'air (analyse Airparif - émissions, pollution de l'air) ne donne quant à lui aucune données absolues qu'il serait intéressant d'utiliser en terme de quantification (trafics, émissions, etc.) mais uniquement des distributions (% lié au trafic, aux VP, etc.) et des écarts en % au scénario de référence.

Ce cas d'étude a bien permis d'analyser la sensibilité aux valeurs des dommages (en utilisant celles proposées par les différentes méthodes).

Par contre la sensibilité d'autres paramètres de l'analyse, tels que les flux de trafic, les vitesses (travaux DRIEA), les facteurs d'émissions, la composition du parc, etc. s'avère quasiment impossible car les processus de leur détermination sont complètement intégrés dans des modélisations complexes, dont les résultats ne sont le plus souvent pas accessibles.

On peut donc s'interroger sur la faisabilité de telles analyses et d'abord tenter d'identifier quels seraient les paramètres qui permettraient une analyse de sensibilité et quel serait l'enjeu de cette analyse :

- Une estimation (même grossière) des vitesses de circulation permettrait une indication de l'estimation des émissions et GES, mais certainement pas une simulation rigoureuse de l'incidence sur un calcul détaillé des trafics et émissions
- Des clés de répartition de la composition du parc (selon familles de véhicules, motorisations, réglementations EURO, etc.) seraient nécessaires pour évaluer la sensibilité des évaluation au paramètre parc, mais de fait on ne connaît ni la composition du parc Île-de-France ni les scénarios de composition simulés et on ne maîtrise pas leur utilisation dans le processus de simulation des émissions. Par ailleurs c'est une donnée d'entrée de l'évaluation dans ce cas.
- Concernant les facteurs d'émissions utilisés, il y a tout lieu de penser que la méthodologie HEAVEN mise en œuvre par Airparif suit normalement la méthodologie COPERT4 (c'est à dire grosso-modo celle du Handbook-2014). Les risques d'écarts méthodologiques existent cependant – mais ne sont pas connus.
- Au-delà de ces quelques grandes familles de paramètres, il faut considérer que la méthodologies globale de l'évaluation englobe un grand nombre d'autres paramètres et de modèles qui ne sont pas documentés et dont l'incidence sur les estimations peut être significatifs (prise en compte du démarrage à froid, de différents phénomènes d'émissions, de la remise en suspension, de la congestion, diverses validations sur des données de trafic, de qualité de l'air, etc.).

Il apparaît ainsi qu'il serait très difficile d'effectuer des analyses de sensibilité sans avoir au préalable la maîtrise de la méthodologie de l'évaluation et de ses hypothèses.

7. Recommandations pour améliorer les méthodologies européenne et française

7.1. Pollution atmosphérique

La description des méthodologies amène plusieurs interrogations ou remarques qui questionnent les démarches (plutôt qu'elles ne les remettent en cause).

Ainsi, la non-prise en compte d'effets sanitaires et polluants, écartés par défaut de certitudes et à ne considérer que lors d'analyse de sensibilité, ou de phénomènes d'émission (remise en suspension); l'analyse de travaux récents sur ces questions devrait permettre d'en apprécier la mesure.

Concernant l'approche européenne Handbook 2014 et sa mise en œuvre avec TREMOVE, il est vraisemblable que les statistiques intrinsèques pour la France puissent s'écarter de nos statistiques nationales. Cela concerne les compositions de parc automobiles, mais aussi les hypothèses de vitesses de circulation et autres paramètres. Il est souhaitable d'identifier ces divergences et leur incidence.

Quinet (2013) semble comporter plusieurs « incohérences », qu'il conviendrait d'examiner avec les auteurs de l'approche et au-delà réviser l'approche française ou le cas échéant la cadrer mieux avec l'approche Handbook 2014.

Quelques questions méthodologiques demeurent, de même que serait nécessaire la validation de certains ordres de grandeurs. Ainsi par exemple :

- Dans Quinet (2013), comment définit-on la zone traversée par une infrastructure pour l'évaluation des émissions de polluants ?
- Des estimations ont montré que les NOx représenteraient 87% du coût des dommages de la pollution de l'air, tandis que les PM ne représenteraient que 11% ; est ce plausible et en accord avec ce que disent les spécialistes de la santé ?
- Peut-on établir une comparaison plus aboutie entre le Handbook 2014 et Quinet (2013) sur des études de cas bien spécifiées ?

7.2. Pollution sonore

De nouvelles études de monétarisation en France et/ou des méta-analyses plus récentes au niveau européen seraient nécessaires.

La méthodologie de calcul des coûts externes de la pollution sonore au niveau européen et français est similaire et au regard des rapports sur lesquels l'étude se fonde, l'évaluation monétaire du bruit pourrait faire l'objet d'une actualisation au niveau européen et/ou français. En effet, nous avons vu que la valeur monétaire du bruit a été établit par une étude de Navrud de 2002. Cette étude repose sur tous les modes de transport dont le transport aérien prend une part importante. Le transport aérien génère, à tort ou à raison, une plus grande pollution sonore que les autres modes de transport, ce qui peut avoir comme conséquence directe une sur estimation de la valeur monétaire du bruit attribuée au transport routier. Ainsi, il serait intéressant de mener une ou des nouvelles études de monétarisation en France et/ou une méta-analyse plus récente au niveau européen afin de mettre à jour les valeurs monétaires. Il serait pertinent également de déterminer une valeur monétaire de la pollution sonore spécifique au transport routier.

En résumé, les recommandations concernant la pollution sonore peuvent être de deux ordres : une mise à jour des valeurs monétaires du bruit pour la France et pour l'Europe et des études plus spécifiques par mode de transport (routier, aérien, ferroviaire).

7.3. Autres coûts environnementaux

7.3.1. Coûts de la nature et du paysage

Biodiversité, écosystèmes naturels et les services écosystèmes : Continuer et développer la recherche pour s'accorder sur les arbitrages les plus acceptables et en déduire des intégrations pertinentes.

7.3.2. Pollution des sols et de l'eau

Réaliser une revue des récentes avancées (dommage, valorisation de la perte de la fertilité, dégradation de la qualité des eaux) et identifier la perte nette et les seuils tolérés.

7.4. Accidents

Valeur de la vie humaine : Réaliser des études théoriques et empiriques à grande échelle en France pour déterminer la VVS et le coût du blessé grave et léger.

7.5. Congestion

La question de la congestion est assez ambiguë au travers des méthodologies analysées. Elle renvoie également à la question du temps perdu dont l'évaluation semble peser dans les bilans des externalités. C'est une question qui doit être clarifiée à la fois en termes de quantification et de sa prise en compte.

8. Conclusions

Nous avons, dans le cadre de cette étude analysé et comparé les méthodes européenne et française d'évaluation des coûts externes du transport routier. Le tableau ci-dessous présente une vision synthétique des méthodologies recommandées au niveau européen et français pour chaque type de coûts externes.

Tableau 40 : Méthodologie de calcul des coûts externes en Europe et en France - Vision d'ensemble par type d'externalités

		- Europe (Handbook, 2014)	- France (Rapport Quinet, 2013)
- Coûts environnementaux			
- Pollution atmosphérique	Méthodologie	- Méthodologie bottom-up	- Méthodologie bottom-up
	Émissions	Méthodologie COPERT4 ou équivalente	Dérivés de l'inventaire des émissions France de 2012 et application de corrections selon vitesses, catégories de véhicules
	Impacts	Modélisation du trafic, aux émissions et aux concentrations de polluants dans l'atmosphère, puis application de fonctions dose/concentrations - effets (sanitaires et autres). En fait l'approche EcoSenseWeb a permis d'établir directement des relations émission primaire - concentrations - dommages - coûts	Utilisation directe de coûts unitaires des dommages (par tonne de polluant émis), dérivés de projets HEATCO (idem Handbook-2014), et leur correction selon diverses hypothèses : - selon les lieux et la densité de population - réévaluation du coût de la vie
	Domage		
	Monétarisation		
Monétarisation	Coûts des dommages dérivés des travaux relativement récents (HEATCO, NEEDS)		
- Changement climatique (Gaz à effet De serre)	Méthodologie		
	Émissions	Facteur d'émissions issu de TREMOVE et converti en équivalent CO2 grâce au Potentiel de Réchauffement Planétaire (PRP)	Facteur d'émissions issu de TREMOVE et converti en équivalent CO2 grâce au Potentiel de Réchauffement Planétaire (PRP)
	Impacts	Non quantifiés - on considère les objectifs fixés et non les dommages	Non quantifiés - on considère les objectifs fixés et non les dommages
	Domage		
Monétarisation	Méthode du coût d'évitement	Méthode du coût d'évitement	
- Pollution sonore	Méthodologie	- Méthodologie bottom-up	- Méthodologie bottom-up
	Émissions	Indicateur de bruit défini par la directive 2002/49/CE	Indicateur de bruit défini par la directive 2002/49/CE
	Impacts	Déterminer le nombre d'individus impactés par les cartes de bruit stratégiques (CBS)	Déterminer le nombre d'individus impactés par les cartes de bruit stratégiques (CBS)
	Domage	<ul style="list-style-type: none"> • Effets sanitaires • Gêne 	<ul style="list-style-type: none"> • Effets sanitaires • Gêne
	Monétarisation	Méthode des prix hédoniques	Méthode des prix hédoniques
- Effet amont et aval	Méthodologie	La méthodologie est similaire à celle utilisée pour la pollution atmosphérique. En revanche, ces effets amont et aval doivent inclure trois externalités (i.e. Les externalités liées à la production d'énergie et sa distribution (« du puits au réservoir ») ; Les externalités liées à la production de véhicules, leur maintenance et retrait ; Les externalités liées à la construction, maintenance et fin de vie de l'infrastructure), or seule les externalités liées à la production d'énergie et sa distribution sont incluses dans le calcul du coût externe du transport routier.	
	Émissions		
	Impacts		
	Domage		
	Monétarisation		
- Autres coûts environnementaux		Les autres coûts environnementaux incluent : <ul style="list-style-type: none"> • Coût de la nature et du paysage ; • Pollution des sols et de l'eau ; • Coût de la dépendance énergétique 	
		Pour ces coûts, il n'existe pas de consensus sur la méthodologie à utiliser. L'importance de prendre en compte ces externalités dans l'évaluation des coûts	

		externes du transport routier est reconnue, mais actuellement, la recherche doit continuer sur ces thématiques afin de faire émerger une méthodologie acceptable et robuste pour une intégration réglementaire.	
- Coût social			
- Accident	Méthodologie	- Approche top-down	Non spécifié, cependant le concept de monétarisation utilisée est identique à celui de la méthode européenne.
	Impacts	Comptabiliser le nombre de tués, blessés légers et graves.	Comptabiliser le nombre de tués, blessés légers et graves.
	Domage	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur de risque • Perte de capital humain • Soins médicaux • Coûts administratifs 	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur de risque • Perte de capital humain • Soins médicaux • Coûts administratifs
	Monétarisation	Utilisation du concept de la Valeur de la Vie Humaine	Utilisation du concept de la Valeur de la Vie Humaine
- Coût économique			
- Congestion	Mesures	Utilisation des relations débit-vitesse fournies par TRANS-TOOLS.	Le rapport Quinet (2013) utilise le concept de « fiabilité » à la place de la congestion.
	Impacts	Augmentation des temps de transport.	Augmentation des temps de transport.
	Domage	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts de retard • Coûts d'usure et d'énergie pour les véhicules 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts de retard • Coûts d'usure et d'énergie pour les véhicules
	Monétarisation	Utilisation du concept de la Valeur du temps déterminée à partir d'enquête en préférences déclarées ou révélées.	Utilisation du concept de la Valeur du temps déterminée à partir d'enquête en préférences déclarées ou révélées. Proposition de facteur de pondération afin de prendre en compte la fiabilité du temps de transport.

Source : IREDD-IFFSTAR, 2016

8.1. La méthodologie française s'inscrit dans les recommandations de la méthodologie européenne

La méthodologie européenne (Handbook 2014) propose :

- i. des méthodes pour évaluer les coûts externes de chaque type d'externalité ;
- ii. des données d'entrée (*input values*) nécessaires aux calculs de coûts (*exemple* : facteurs d'émission des véhicules, trafic, parc automobile, vitesses de circulation, etc.) ;
- iii. des données unitaires (*unit values*), qui sont déjà des **valeurs unitaires de coûts des dommages** exprimés par véhicule ou par passager (*exemple* : *véhicule x km, passager x km, tonne x km*) ;
- iv. des données de sortie (*ouput values*) ou coûts unitaires (*unit costs values*), agrégés et rapportés à une unité d'activité. (*exemple* : *coûts par véhicule x km en zone urbaine d'une voiture Diesel Euro 3, etc.*).

La méthodologie européenne s'inscrit à trois niveaux de recommandations :

- au niveau amont de **recommandation des méthodes** pour le calcul des coûts externes. Ce niveau nécessite de disposer de modèles à calibrer et des données d'entrée ;
- au niveau intermédiaire **de la mise en œuvre des méthodes** et pour lesquelles elle fournit des données d'entrée ;
- au niveau aval des **coûts unitaires "prêts à l'emploi" (Ready-to-use)**, calculés par externalité, par pays et mode de transport. Ces coûts ayant été calculés sur des indicateurs moyens, ils fournissent des valeurs monétaires des externalités.

La méthodologie française (rapport Quinet, 2013) adopte la même approche de l'Impact Path Approach que la méthodologie européenne, et s'inscrit dans les recommandations de la méthodologie européenne. Elle n'adopte cependant pas les valeurs de référence proposées par la méthodologie européenne, mais s'inspire de l'approche et l'adapte au cas par cas et à différents niveaux selon les externalités. Toutefois, elle ne fournit que des valeurs pour la France, et uniquement au dernier niveau des coûts unitaires. Elle a un caractère beaucoup plus prescriptif, puisqu'elle établit des valeurs dites « tutélaires » à utiliser dans le cadre très strict des évaluations de projets ou d'investissement. Ce caractère prescriptif permet de garantir une certaine reproductibilité ou fiabilité des évaluations. Utilisées en France pour l'évaluation des projets de transport, ces valeurs permettent d'arbitrer entre des scénarios et des options de projets en conservant une cohérence au niveau national.

La méthodologie est toutefois une limite à des évaluations qui s'écarteraient du champ d'application initial, c'est-à-dire des évaluations socioéconomique de projet d'investissements publics dans le secteur du transport.

- Les méthodologies européenne et française sont par bien des aspects assez similaires. Il n'en demeure pas moins que les valeurs (unitaires) de référence qui en sont dérivées pour évaluer chaque coût externe du transport routier sont significativement différentes. Ces différences proviennent d'abord des valeurs monétaires ou coûts des dommages utilisés dans les approches européennes et françaises. De plus, des écarts méthodologiques importants sont constatés dans l'application de l'approche bottom-up / Impact Pathway (définition des zones/milieus, construction de facteurs d'émission). Enfin les valeurs de référence appliquées en France sont adaptées à la fois aux caractéristiques françaises tant au niveau de la richesse que de la composition du parc automobile par exemple.
- La comparaison et l'analyse des méthodologies européenne et française pour le calcul des coûts externes soulèvent de nombreuses remarques que nous pouvons résumer sous trois grandes thématiques :
 - Les approches et nombreuses hypothèses (vitesses de circulation, etc.) qui interviennent dans la détermination des émissions de polluants, de gaz à effet de serre, du bruit, de la congestion, et in fine dans la quantification des dommages. On note aussi la grande inertie de ces approches : en raison de leur grande complexité, celles-ci s'améliorent à la marge, mais elles restent dépendantes et utilisent des résultats de travaux anciens de grands projets de recherche (fonctions doses-réponses tirées ou adaptées du projet ExternE par exemple). Parallèlement on déplore le peu d'efforts de recherche qui permettraient de renouveler ces approches et d'intégrer des travaux récents.
 - Les valeurs monétaires des dommages qui permettent de définir une valeur (unitaire) de référence à chaque coût externe du transport routier. Certaines valeurs monétaires sont déterminées à partir d'études relativement anciennes, c'est le cas par exemple de la pollution sonore. Dans le cadre des valeurs françaises, certaines valeurs monétaires utilisées n'ont même jamais fait l'objet d'études propres aux spécificités françaises, c'est notamment le cas de la valeur de la vie humaine.
 - Il faut y ajouter la divergence d'approches concernant la congestion ou la valeur de temps de transport : développée en détail dans l'approche européenne, mais dont l'application semble discutable, non considérée mais discutée dans l'approche française, et cependant appliquée dans certains travaux.

8.2. Il est difficile de se prononcer sur une sous-estimation des coûts environnementaux par rapport aux autres externalités

- Certaines études évoquent une sous-estimation du coût externe environnemental par rapport aux autres coûts externes tels que les coûts liés à la congestion et/ou les coûts liés à l'insécurité. Cela pourrait être vrai dans la mesure où de nombreux effets du transport routier sur l'environnement ne sont pas pris en compte par manque de connaissances scientifiques, et d'autres pourraient être sous-estimés parce qu'on n'en maîtrise pas les effets (exemple le changement climatique). Parmi ces coûts externes, citons les effets du transport routier sur la biodiversité et les écosystèmes ou même les effets sanitaires de la pollution sonore qui ne sont pas connus avec précision.

Par conséquent, conclure à une sous-estimation des coûts externes environnementaux par rapport aux coûts externes sociaux (i.e. les accidents) et économiques (i.e. la congestion et/ou le temps perdu) doit être replacé dans son contexte. Ce peut être le cas de certaines études spécifiques dont la méthodologie et les hypothèses doivent être analysées de très près, à l'aune des jeux de données et hypothèses précises de la quantification (physique) de chacune des externalités.

8.3. La comparaison des méthodologies européenne et française appliquées à l'étude Zapa Ile-de-France valorise les coûts environnementaux dans des proportions similaires : 73% de la valeur monétaire des externalités considérées

Les comparaisons des méthodes européenne et française sur une étude réalisée dans le cadre de mise en expérimentation des Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) en Île-de-France apportent un éclairage intéressant.

Tableau 41 : Comparaison du bilan de coût externe entre la situation de référence et le scénario 3

	Handbook 2014	Quinet 2013	APUR (2012)
Pollution atmosphérique - Total	72 478 927 € (sans PM10)	168 194 495 €	117 574 428 € (sans PM10) 155 065 348 € (avec PM10)
Dont NOx	34 144 032 €	NC	25 375 200 €
PM2.5	38 334 895 €	NC	92 199 228 €
PM10	NC	NC	37 490 920 €
VP	NC	137 838 171 €	NC
PL	NC	30 356 323 €	NC
Pollution sonore – Total	8 994 781 €	44 516 348 €	9 780 401 €
Dont VP	7 677 063 €	37 512 920 €	8 348 806 €
PL	1 317 718 €	7 003 428 €	1 431 595 €
Changement climatique - Total	9 174 240 €	3 261 952 €	4 666 630 €
Accidents – Total	8 506 800 €	14 520 000 €	6 939 639 €
Dont blessés légers	1 231 200 €	3 420 000 €	1 756 626 €
Blessés graves	5 205 600 €	8 100 000 €	3 782 196 €
Tués (30 jours)	2 070 000 €	3 000 000 €	1 400 817 €
Total coût externe	99 154 748 €	230 492 795 €	138 961 098 € (sans PM10) 176 452 018 € (avec PM10)

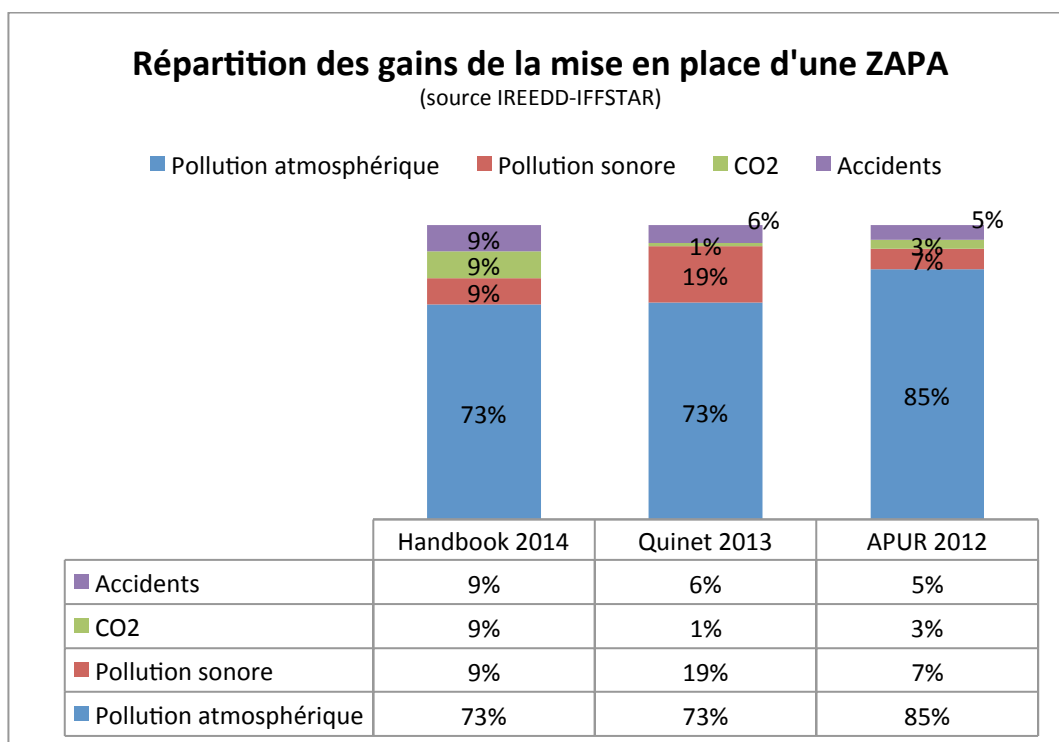
Source : IREEDD-IFFSTAR, 2016

Les répartitions entre externalités des bénéfices attendus du scénario étudié de la mise en place d'une Zapa en Ile-de-France sont relativement proches.

Bien que les périmètres des externalités environnementales de la pollution atmosphérique soient différents (cf. tableau 1 ci-dessus), il n'y a pas de sous-estimation des coûts environnementaux par rapport au coût social²³. En reprenant les valeurs de référence recommandées au niveau européen, directement issues de la méthodologie préconisée, il apparaît que les coûts environnementaux représentent 78% du total des

²³ Nous avons exclu les coûts économiques lors de l'évaluation du coût externe total du transport routier dans le cadre de l'étude de la ZAPA en Ile-de-France. Les données fournies dans l'étude originale (APUR, 2012) ne nous permettent pas d'estimer la congestion de manière satisfaisante.

coûts externes évalués contre 22% pour les coûts sociaux. En utilisant les valeurs de référence du rapport Quinet (2013) issues de la méthodologie française, les coûts environnementaux représentent 97 % des coûts externes totaux avec tout de même une part de 77 % attribuables à la pollution atmosphérique.



On notera par ailleurs que - comme attendu - l'introduction de l'estimation du temps gagné ou perdu dans ces estimations (effectivement considérée lors de l'évaluation socio-économique des projets de ZAPA) perturbe complètement cette vision. Les coûts environnementaux et sécurité tombant alors à 28% du bilan global.

9. Bibliographie

- [1] ADEME, 2015. Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) – Synthèse des études de faisabilité réalisées par sept collectivités françaises. Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par Olivier Coppieters't Wallant.
- [2] Adler M., Hammitt J., Treich N., 2014. The social value of mortality risk reduction: VSL versus the social welfare function approach. *Journal of Health Economics*, Vol. 35, pp. 82-93.
- [3] Aldy J.E., Viscusi W.K., 2004. Age variations in Workers'Value of Statistical Life. NBER Working Paper n°10199.
- [4] Andersson H., Treich N., 2011. The value of a statistical life, in de Palma A., Lindsey R., Quinet E. et Vickerman R. (eds) *Handbook of Transport Economics*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, p. 396-424.
- [5] APUR, 2012. ZAPA Etude d'impact socio économique – Rapport Final.
- [6] Arrêté du 27 mars 2007 relatif aux conditions d'élaboration des statistiques relatives aux accidents corporels de la circulation.
- [7] Assessment, M. E., 2005. *Ecosystem and well-being : A framework for assessment*. Washington DC: Island Press Blurb.
- [8] Baumstack L., Dervaux B. et Treich N., 2013. Eléments pour une révision de la valeur de la vie humaine. Tome 2 du Rapport Quinet publié en 2013.
- [9] Becker J., Becker T. et Gerlach J., 2012. Coûts externes de l'automobile – Aperçu des estimations existantes dans l'Union Européenne à 27. Technisch Universität Dresden.
- [10] Boiteux M., 1994. Transports : pour un meilleur choix des investissements (Rapport Boiteux I). Commissariat général du Plan, Paris, La Documentation française.
- [11] Boiteux M., 2001. Transports : choix des investissements et coût des nuisances. (Rapport Boiteux II) Commissariat général du Plan, Paris, La Documentation française.
- [12] Brandt, J., Silver, J. D., Gross, A. and Christensen, J. H., 2010. Marginal damage cost per unit of air pollution emissions. Specific agreement 3555/B2010/EEA.54131 implementing framework contract ref. no. EEA/IEA/09/002. National Environmental Research Institute, Roskilde, DK.
- [13] Broekx, S., Liekens, I., Peelaerts, W., De Nocker, L., Landuyt, D., Staes, J., et al., 2013. A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 65–74.
- [14] Brons, M. and Christidis, P., 2013. External cost calculator for Marco Polo freight transport project proposals - call 2013 version. JRC Scientific and Policy Reports, JRC81002, Institute for Prospective and Technological Studies, Joint Research Centre, European Commission.
- [15] Carré, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., et al., 2009. Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1–2), 40-47, doi:10.1016/j.agee.2009.05.001.
- [16] CE Delft, 2008. Handbook on estimation of external costs in the transport sector, Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT).
- [17] CE Delft, 2011a. STREAM international freight 2011: Comparison of various transport modes on an EU scale with the STREAM database. Commissioned by: Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment.
- [18] CE Delft, Infras, Fraunhofer ISI, 2011b. External Costs of Transport in Europe - Update study for 2008. CE Delft, Delft, NL.

- [19] Cerema, 2014. Monétarisation des impacts sur le bruit des projets routiers. Rapport d'étude, Mai 2014. Direction technique Infrastructures de transport et matériaux.
- [20] Certu, 2006. Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération – Mettre en œuvre la directive 2002/49/CE. Collection Références.
- [21] CETE Méditerranée, 2009. Étude de la capacité et de la congestion sur le réseau MARIUS. Rapport
- [22] Cetur, 1980. Guide du bruit des transports terrestres – Prévision des niveaux sonores. Novembre 1980.
- [23] Chevassus-au-Louis B., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Centre d'analyse stratégique, Paris, La Documentation française.
- [24] Commission européenne, 2011. Livre blanc. Feuille de route pour un espace européen unique des transports – Vers un système de transport compétitif et économe en ressources. COM(2011)0144 final. Bruxelles : Commission européenne.
- [25] Croq A. et Le Maître H., 2013. La prise en compte du bruit dans les investissements en transport. Tome 2 du Rapport Quinet publié en 2013.
- [26] de Ceuster, G., van Herbruggen, O. Ivanova, K. Carlier, A. Martino, D. Fiorello, 2007. REMOVE 2.52 FINAL REPORT, contract for the further development and application of the transport and environmental REMOVE model Lot 1 (Improvement of the data set and model structure). European Commission. DG ENV. 276p.
- [27] DEFRA, 2008. Case study to develop tools and methodologies to deliver an ecosystem based approach - Heysham to M6 link. (Vol. (Online) Available from: <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=14755>). London: DEFRA research project
- [28] Desaignes, B. et al., 2011. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). Ecological Indicators, vol. 11, no. 3, pp. 902-910.
- [29] Dionne G. et Lebeau M., 2010. Le calcul de la valeur statistique d'une vie humaine. L'Actualité économique, vol. 86, n°4, pp. 487-530.
- [30] Ducos G., 2013. La prise en compte de la biodiversité dans le calcul socio-économique. Tome 2 du rapport Quinet publié en 2013.
- [31] Duclos G., 2014. Valorisation de la pollution atmosphérique dans le calcul socioéconomique. In : Tome 2, L'évaluation socioéconomique en période de transition. Rapport du groupe de travail Quinet. 70 pages
- [32] EEA, 2009. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009 - Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical Report No. 9/2009, European Environmental Agency (EEA).
- [33] EEA, 2013. Road user charges for heavy goods vehicles (HGV): Tables with external costs of air pollution, EEA Technical report No. 1/2013, European Environmental Agency (EEA).
- [34] EMEP/EEA, 2009a. Railways. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency (EEA).
- [35] EMEP/EEA, 2009b. Road vehicle tyre and brake wear. Road surface wear. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency (EEA).
- [36] EMEP/EEA, 2010a. Civil and military aviation. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009 (Updated June 2010). European Environment Agency (EEA).
- [37] EMEP/EEA, 2012. Exhaust emissions from road transport. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009 (Updated May 2012). European Environment Agency (EEA).

- [38] ExternE, 2005 : Bickel, P. and Friedrich, R. (eds.) (2005). Externalities of energy: Methodology 2005 Update. European Commission, Luxembourg.
- [39] Fraunhofer-ISI et al., 2007. COMPETE Final Report : Analysis of the contribution of transport policies to the competitiveness of the EU economy and comparison with the United States. Study funded by the European Commission, DG-TREN.
- [40] Hanley, N., & Spash, C. L., 1993. *Cost benefit analysis and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited.
- [41] HEATCO, 2006. Derivation of fall-back values for impacts due to noise – Annex E to HEATCO deliverable 5. Bickel Peter.
- [42] Hunt, A. et al., 2011. Monetary values for health end-points used in the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study. Deliverable 4.1.2 of the HEIMTSA Project.
- [43] IFEU Heidelberg, Öko-Institut and IVE / RMCON, 2011. EcoTransIT World - Ecological Transport Information Tool for Worldwide Transports. Commissioned by DB Schenker Germany and UIC (International Union of Railways).
- [44] Krutilla, J. V., & Fisher, A. C., 1975, 1985. *The Economics of Natural Environments*. Baltimore, MD: Johns Hopkins Press.
- [45] Kuik, O., Brander, L., & Tol, R. S., 2009. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy*, 37(4), 1395-1403.
- [46] Le Goffe Philippe, 1996. La méthode des prix hédonistes : principes et application à l'évaluation des biens environnementaux. Cahiers d'économie et sociologie rurales, n°39-40, 2^e et 3^e trimestres 1996.
- [47] Lebègue D., 2005. Le prix du temps et la décision publique. Commissariat général du Plan, Paris, La Documentation française.
- [48] Lindberg Gunnar, 2001. Traffic Insurance and Accident Externality Charges. *Journal of Transport Economics and Policy*, Vol. 35, Part. 3, January 2001, pp. 399-416.
- [49] Lomax T., Schrank D., Turner S., Margiotta R., 2003. Selecting travel reliability measures. Texas Transportation Institute monograph, May 2003.
- [50] Mandle, L., Bryant, B. P., Ruckelshaus, M., Geneletti, D., Kiesecker, J. M., & Pfaff, A., 2015. Entry Points for Considering Ecosystem Services within Infrastructure Planning: How to Integrate Conservation with Development in Order to Aid Them Both. *Conservation Letters*.
- [51] Markovich M., Concas S., Kolpakov A., 2009. Synthesis of research on value of time and value of reliability. National Center for Transit Research, Center for Urban Transportation Research, 2009.
- [52] Navrud S., 2002. The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise. Final Report to European Commission DG Environment April 14th 2002.
- [53] OCDE, 2012. La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports, Éditions OCDE.
- [54] Office Fédérale du Développement Territorial de Suisse, 2003. Externe kosten des verkehrs im bereich natur und landschaft *Econcept, Nateco*.
- [55] Parlement européen et du Conseil, 2002. Directive 2002/49/CE du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement. Journal officiel des Communautés européennes L189 du 18/07/2002.
- [56] Parlement européen et du Conseil, 2008. Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Journal officiel de l'Union européenne L152 du 11/06/2008.

- [57] Parlement européen et du Conseil, 2008. Directive 2008/96/CE du 19 novembre 2008 concernant la gestion de la sécurité des infrastructures routières. Journal officiel de l'Union européenne L319/59 du 29/11/2008.
- [58] Parlement européen et du Conseil, 2013. Règlement n°1316/2013 du 11 décembre 2013 établissant le mécanisme pour l'interconnexion en Europe modifiant le règlement (UE) n°913/2010 et abrogeant les règlements (CE) n°680/2007 et (CE) n°67/2010 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Journal officiel de l'Union européenne L348/129 du 20/12/2013.
- [59] Parlement européen et du Conseil, 2014. Règlement n°517/2014 du 16 avril 2014 relatif aux gaz à effet de serre fluorés et abrogeant le règlement (CE) n°842/2006 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Journal officiel de l'Union européenne L150/195 du 20/05/2014.
- [60] Parlement européen, 2009. Le calcul des coûts externes dans le secteur des transports, Analyse comparative d'études récentes à la lumière du paquet « Ecologisation des transports » de la Commission. Direction générale des politiques internes, Département thématique B : Politiques structurelles et de cohésion.
- [61] Preiss, P. and Klotz, V., 2007. Description of updated and extended draft tools for the detailed site-dependent assessment of external costs. Technical Paper No. 7.4 - RS 1b of NEEDS Project.
- [62] Quinet A., 2008. La valeur tutélaire du carbone. Rapport du Centre d'analyse stratégique, Paris, La Documentation française.
- [63] Quinet E., 1998. Principes d'Economie des Transports. Economica.
- [64] Quinet E., 2013. L'évaluation socioéconomique des investissements publics, Tome 1. Rapports & Documents publié en septembre 2013. Commissariat Général à la stratégie et à la prospective.
- [65] Ricardo AEA, 2014. Update of the Handbook on External Costs of Transport, 2014. Report for the European Commission – DG MOVE Issue Number 1.
- [66] Robien, G., 2005. Instruction Cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport. *Ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer*, 40 p.
- [67] Robinson L.A., Hammitt J.K., 2010. On Tools and Tool Boxes: Valuing Mortality Risks in Benefit-Cost Analysis.
- [68] Schreyer, C., Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C., Schneider, C., & Schmedding, D., 2004. External costs of transport: update study. *INFRAS/IWW*, 168 p.
- [69] SETRA, 2009. Émissions routières de polluants atmosphériques : Courbes et facteurs d'influence, 16p.
- [70] SETRA, 2007. Production des cartes de bruit stratégique des grands axes routiers et ferroviaires. Guide méthodologique.
- [71] SETRA, 2010. Monétarisation des externalités environnementales. Rapport d'études, Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements.
- [72] Stern, N., 2007. The Economics of Climate Change: The Stern Review: {Cambridge University Press}.
- [73] Tardieu, L., 2014. Integrating ecosystem services in the evaluation of transport infrastructure projects. PhD Thesis. Montpellier SupAgro, Montpellier.
- [74] Tardieu, L., 2016. Economic evaluation of the impacts of transportation infrastructures on ecosystem services. In D. G. e. F. V. S. Editor) (Ed.), Handbook on biodiversity and ecosystem services in impact assessment. (Research handbooks on impact assessment series). Cheltenham: Edward Elgar.

- [75] Tardieu, L., Roussel, S., & Salles, J.-M., 2013. Assessing and mapping global climate regulation service loss induced by Terrestrial Transport Infrastructure construction. *Ecosystem Services*, 4(0), 73-81, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.007.
- [76] Tardieu, L., Roussel, S., Thompson, J. D., Labarraque, D., & Salles, J.-M., 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. *Journal of Environmental Management*, 152(0), 145-157.
- [77] Tol, R. S. J., 2009. The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*, 23(2), 29-51, doi:doi: 10.1257/jep.23.2.29.
- [78] Treich N., 2010. The value of a statistical life under ambiguity aversion. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 59 (1), pp. 15-26.
- [79] UNEP, 2014. Integrating ecosystem services in strategic environmental assessment: a guide for practitioners. In D. Geneletti (Ed.), *A report of Proecoserv.* .
- [80] Van Lint J.W.C., Van Zuylen H.J., Tu H., 2008. Travel time unreliability on freeways: Why measures based on variance tell only half the story. *Transportation Research Part A*, Vol. 42, pp. 258-277.
- [81] World Health Organization, 2011. Burden of disease from environmental noise – Quantification of healthy life years in Europe.

Source internet :

- [1] www.bruitparif.fr
- [2] www.airparif.fr

10. Annexes

10.1. Explicitation des modèles et projets cités dans le rapport

10.1.1. COPERT4, modèle de calcul des émissions du trafic routier

La méthodologie COPERT²⁴ permet le calcul des émissions de polluants atmosphériques du trafic routier. Elle est dérivée de travaux de recherche Européens, et constitue la partie « outil de calcul » (pour le trafic routier) des travaux internationaux EMEP/EEA de recommandations (Guidebook) pour les calculs d'inventaires des émissions de polluants (tous secteurs d'activités, cf. par exemple les références EMEP/EEA 2009, 2010, 2012 citées dans le rapport).

La méthodologie COPERT repose sur des principes simples (Figure 23) couplant des facteurs ou fonctions d'émissions spécifiques à des quantités d'activité (distance parcourue par un véhicule, durée de parking, nombre de démarrages, nombres de véhicules), et sommant les émissions de polluants pour une grande variété de véhicules (de l'ordre de 250 à 300 types de véhicules selon catégories et technologies détaillées, carburant, taille du moteur ou poids du véhicule, réglementations émissions).

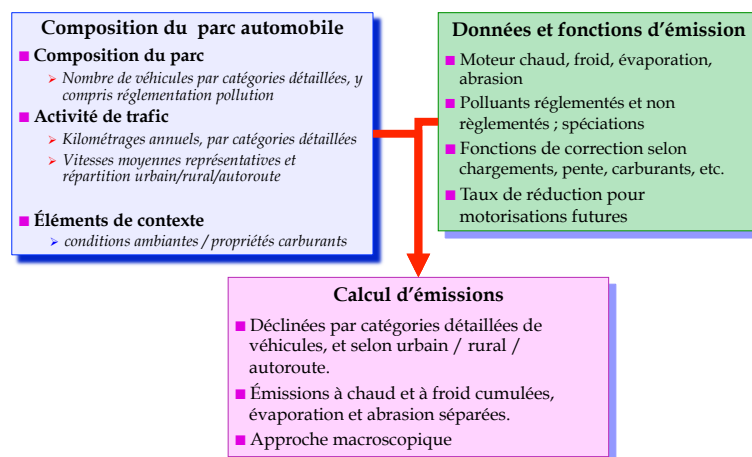


Figure 23 : Approche schématisée de la méthodologie Copert4

L'approche considère la plupart des phénomènes d'émissions notamment :

- les émissions à chaud pour les véhicules légers (voitures, véhicules utilitaires légers, 2-roues) et lourds (camions, autobus et autocars) ; Les fonctions d'émissions à chaud varient avec la vitesse moyenne de circulation (Figure 24)
- les surémissions à froid pour les véhicules légers ;
- les surémissions liées à la pente et au chargement pour les véhicules lourds ;
- des corrections liées aux propriétés et améliorations des carburants ;
- des corrections liées au vieillissement des catalyseurs et à leur maintenance ;
- les émissions par évaporation de carburant des véhicules légers (essence) ;
- l'émission non échappement (usure des freins et pneumatiques).

²⁴ Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport, <http://www.emisia.com/copert/>

COPERT considère plusieurs centaines de substances polluantes, parmi lesquelles le monoxyde de carbone CO, les oxydes d'azote NOx, le gaz carbonique CO2, les composés organiques volatiles COV, les particules en masse PM ou par catégories de taille (PM2.5, PM10), etc. Les émissions varient assez fortement avec la vitesse de circulation, mais c'est surtout les catégories de véhicules et notamment leurs motorisation (Diesel, essence), technologie (catalyseur, filtre à particules, etc.) et appartenance réglementaire (en Europe, pre- puis EURO1 à 5 actuellement) qui conditionnent leurs niveaux d'émission. C'est pourquoi les modèles d'émission sont très structurés (grand nombre de catégories), avec des fonctions d'émission relativement simples (peu de véhicules testés dans chacune des catégories). C'est aussi pourquoi la connaissance de la composition du parc automobile est primordiale pour l'estimation des émissions du trafic routier.

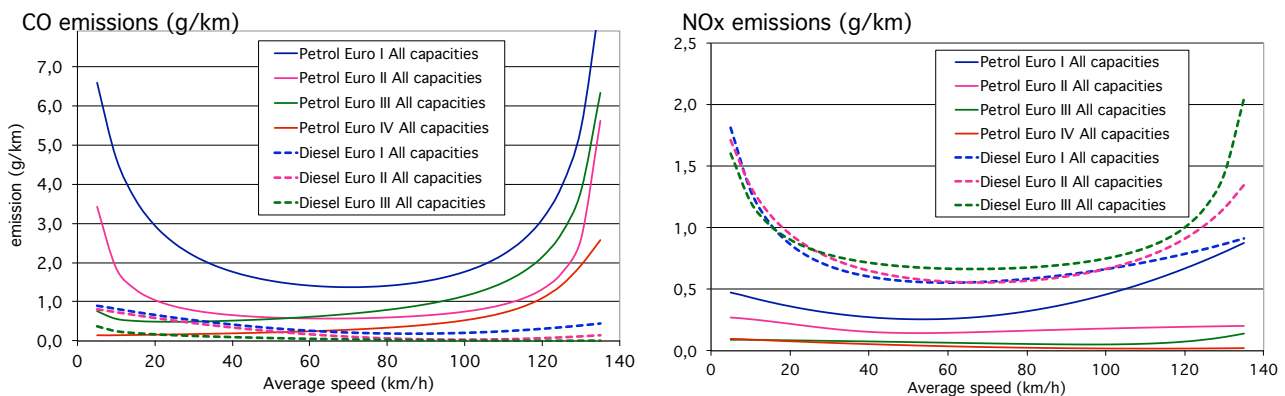


Figure 24 : Courbes d'émission types de la méthode Copert4 : CO et NOx (tous types de voitures essence et diesel)

L'approche et l'outil COPERT sont principalement dédiés aux calculs d'inventaire d'émissions à échelle macroscopique (région, pays, période annuelle).

La version actuelle du modèle est COPERT4 (avec des mises à jour quasi-annuelles, actuellement v11.4). Une forte révision du modèle (en structure et données) est en cours (COPERT5).

10.1.2. REMOVE, plate-forme de calcul des émissions des transports en Europe

TREMOVE²⁵ est une plate-forme (ou modèle) d'évaluation (macroscopique) des effets de différentes politiques de transport et environnementales sur les émissions de polluants des transports. Le modèle simule et évalue la demande de transport, la répartition modale, les parcs automobiles, leur renouvellement, l'incidence de politiques de prix, taxations, incitations à la casse, péages urbains, réglementations des émissions, aides à l'acquisition de véhicules propres, le déploiement de transports publics, etc. Le modèle estime les effets de ces différentes options et politiques sur les émissions de polluants, la qualité de vie, etc., et couvre les transports de passagers et de marchandises. Le modèle TREMOVE s'applique actuellement à 31 pays (principalement européens), sur la période 1995-2030.

L'architecture du modèle est illustrée Figure 26, tandis que la Figure 25 en donne une lecture plus modulaire en terme de modèles et de données.

²⁵ <http://www.tmlleuven.be/methode/tremove/home.htm>

Si l'on s'intéresse spécifiquement au calcul des émissions, on notera que TREMOVE reproduit pour une large partie la méthodologie européenne. TREMOVE inclut par ailleurs son propre modèle et ses données de parc automobile pour les différents pays européens.

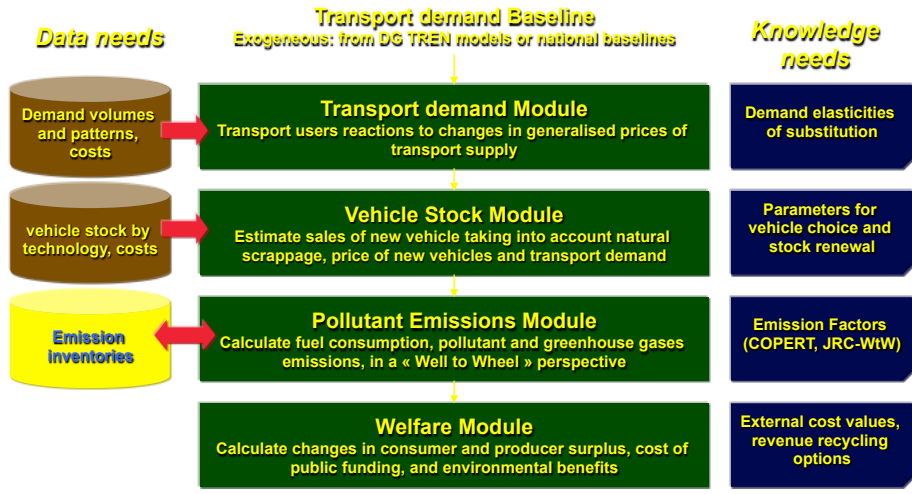


Figure 25 : Structure macroscopique du modèle TREMOVE : modèles et données

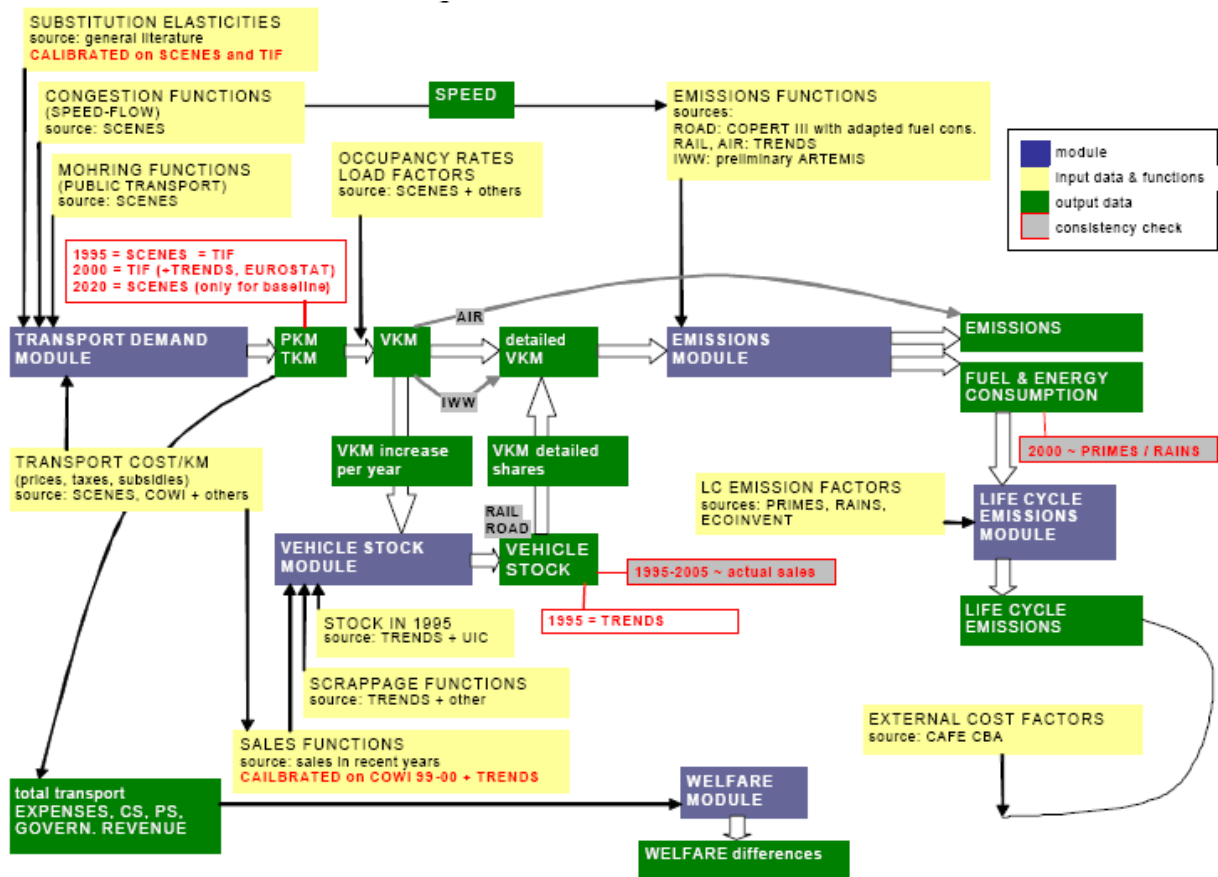


Figure 26 : Structure détaillée du modèle TREMOVE

10.1.3. TRENDS - base de données européenne en transports et environnement

Le projet et la base de données TRENDS (TRansport and ENvironment Database System) ont été financés par la Commission Européenne, Direction Générale Transport et Énergie et gérés par Eurostat. Les données ont été finalisées en Octobre 2002. Un module de transport routier fournit les données agrégées et désagrégées pour 15 pays européens, entre 1970 et 2020, et notamment les nombres de véhicules, kilométrages annuels, âges, émissions et consommation de ces véhicules selon la nomenclature détaillée COPERT.

De fait la base de données TRENDS comporte les compositions détaillées de parc automobile utilisées ensuite par TREMOVE. Cependant TRENDS est limité à 15 pays et les données sont relativement anciennes (2002). L'application de TREMOVE pour les travaux du Handbook-2014 sur les coûts externes a donc nécessité l'extrapolation des données de parc automobile au-delà de cette date et leur extension aux autres pays. Ces phases ultérieures mériteraient d'être analysées car elles conditionnent fortement la qualité des données de parc de TREMOVE et au-delà la justesse des estimations des émissions de polluants.

10.1.4. Plate-forme de simulation/évaluation EcoSenseWeb (projets NEEDS et HEATCO)

EcoSense et ultérieurement EcoSenseWeb sont des plates-formes de simulation des dommages physiques et des coûts de la pollution de l'air (cf. Figure 27). EcoSenseWeb intègre d'une part des travaux conséquents de modélisation de l'émission de polluants dans une situation de référence, aux concentrations de polluants, populations exposées et jusqu'aux effets sanitaires et à leur coûts, et d'autre part d'études de sensibilité permettant de quantifier la variation des effets et coûts à une variation de l'émission. On en déduit en conséquence des coûts par unité de polluants primaires émis.

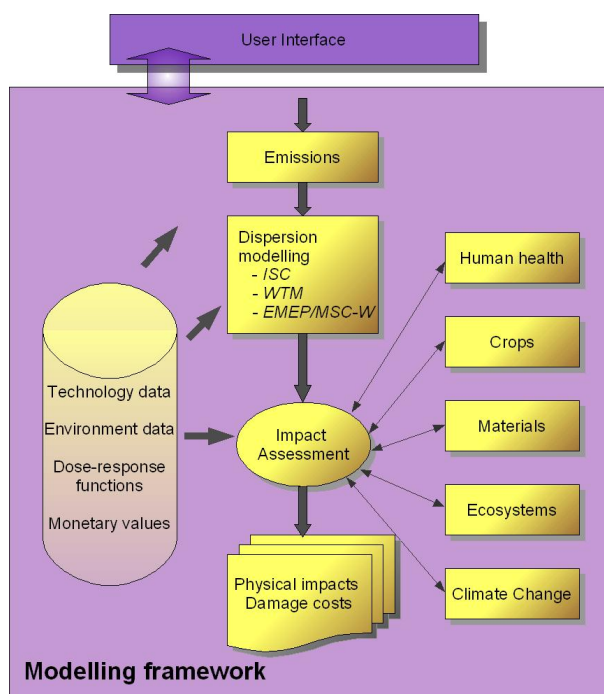


Figure 27 : Structure globale d'EcoSenseWeb

De ce fait, et dans sa conception, EcoSenseWeb permet donc directement de quantifier les coûts de la pollution de l'air pour différentes configurations (assez macroscopiques, nationales voire régionales)

d'émissions. De fait EcoSenseWeb ne permet que cela, et ne rend pas compte de résultats intermédiaires des simulations (concentrations de polluants par exemples).

Mais ce qui est intéressant dans EcoSenseWeb, ce sont les outils mis en œuvre et la démarche pour élaborer les coûts de la pollution. Ainsi EcoSenseWeb combine des scénarios d'émissions internationaux (EMEP 2010 et 2020, cf. Figure 28), les données météo et d'import de pollution transcontinentale. EcoSenseWeb calcule les concentrations de polluants (Figure 29) au moyen d'un modèle de dispersion / transport / transformations physico-chimiques des polluants (modèle Chimie-Transport CTM : EMEP/MSC-West Eulerian dispersion model, qui opère à échelle mésoscopique, c'est à dire par maille de 50x50 km). Un modèle local gaussien peut être appliqué pour certaines sources fixes et pour calculer les concentrations à échelle plus fine que les mailles ci-dessus.

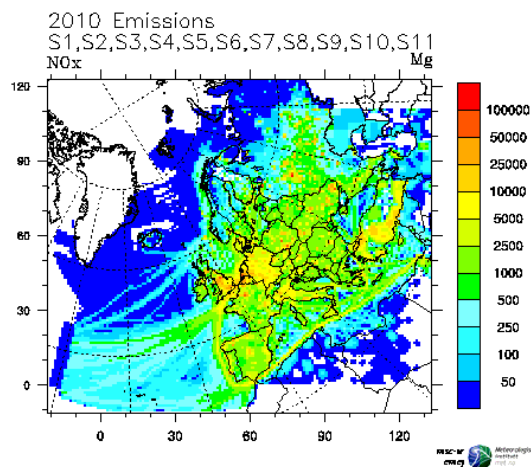


Figure 28 : Cartographie des émissions en Europe (doc. EcoSenseWeb)

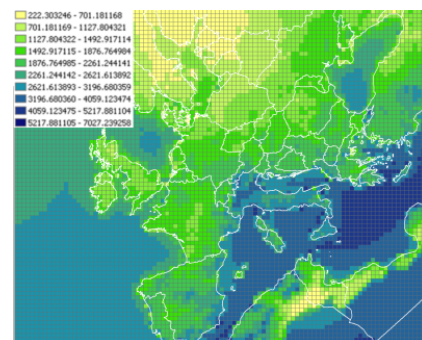


Figure 29 : Concentrations de polluants (doc. EcoSenseWeb)

C'est en s'appuyant sur ce type de simulation à échelle européenne et par pays, pour une situation de référence en terme d'émissions des différents secteurs d'activité, de météo, etc., qu'on a évalué les coûts de la pollution de l'air. Pour cela on a simulé des variations des quantités d'émissions de chacun des polluants primaires (de 15% par rapport à la référence) et on a quantifié et intégré (sur le territoire) l'influence de cette variation sur les niveaux de concentrations (des différents polluants y compris secondaires) et les personnes exposées. On détermine ainsi le « coût » direct marginal d'une variation d'émission ou d'une tonne de polluant primaire.

La mise en œuvre d'une telle chaîne de modèles (pour d'autres estimations, et la simulation d'autres scénarios de référence) serait possible, mais actuellement le plate-forme initiale ne le prévoit pas. Il faudrait donc reconstruire une plate-forme et un cas d'application similaires. Les plates-formes de modélisation existent bien entendu (CHIMÈRE, Polyphemos, ou encore le modèle EMEP/MSC-West Eulerian dispersion model considéré dans EcoSenseWeb, etc.).

10.1.5. Modèles de simulation atmosphériques mis en œuvre dans EcoSense

Plusieurs modèles de simulation atmosphériques sont évoqués dans l'analyse bibliographique ou analyse critique du Handbook-2014 afin de justifier les choix et recommandations pour la mise en œuvre de

l'approche Impact Pathway et la détermination des coûts de la pollution de l'air. Nous donnons ci-après quelques informations sur ces modèles et les projets associés.

10.1.5.1. Modèle de simulation atmosphérique local (ISC-USEPA)

L'analyse critique du Handbook-2014 mentionne le modèle ISC-USEPA pris en compte dans les approches EcoSense et EcoSenseWeb. Le modèle ISC (Industrial Sources Complex modèle) est un modèle gaussien permettant de simuler les concentrations en proximité, sans considérer les transformations chimiques. Ce modèle est ancien : le guide utilisateur²⁶ est daté de septembre 1995. Le guide de l'US-EPA²⁷ en matière de simulation de la qualité de l'air (daté 2005) prescrit l'utilisation de AERMOD en remplacement du modèle ISC, compte tenu de nombreuses améliorations des algorithmes et connaissances.

AERMOD est un modèle stationnaire de type « dispersion de panache » qui inclut un modèle de dispersion basé sur la couche limite turbulente, et qui traite les émissions de surfaces et en élévation, sur des terrains simples (sans relief) et complexes (reliefs et bâtiments). Comparativement à ISC3, AERMOD incorpore des algorithmes nouveaux pour la dispersion des polluants (par convection et en couche limite stable, de panaches, profils verticaux de vent, turbulence et températures, couche limite urbaine nocturne, traitement de récepteurs sur tout type de terrain, effets des bâtiments, approche améliorée de la couche limite, etc.) et inclut 2 préprocesseurs pour la météo et le terrain.

10.1.5.2. Modèle régional (WTM)

Le modèle WTM (Windrose Trajectory Model) est un modèle de « trajectoire » basé sur l'approche par la rose des vents du modèle « Harwell Trajectory Model » (Derwent, Dollard, Metcalfe, 1988). Dans la version initiale EcoSense, ce modèle compile différentes équations de transformations chimiques en vue d'estimer les concentrations et dépôts acides à échelle européenne.

Ce modèle - ancien et dépassé - est abandonné dans la version EcoSenseWeb au profit du modèle de Chimie-Transport CTM : EMEP/MSC-West Eulerian dispersion model évoqué plus haut.

10.1.6. Approches - plates-formes d'évaluation considérées dans le Handbook-2014

Dans son analyse bibliographique, le Handbook-2014 évoque les plates-formes d'évaluation RAINS/GAINS et CBA - CAFE en complément de l'approche EcoSenseWeb. Nous explicitons ici l'articulation des ces travaux.

10.1.6.1. Plates-formes d'évaluation RAINS et GAINS

La plate-forme RAINS²⁸ (Regional Air Pollution Information and Simulation) a été développée par IIASA, Autriche (International Institute for Applied Systems Analysis) pour évaluer les effets de la pollution de l'air. RAINS repose sur une approche tout à fait similaire à celle décrite pour EcoSenseWeb, et combine une situation de référence en émissions de polluants des différents secteurs d'activités, les modèles de dispersion / transformations, et les informations de coûts des effets sur la santé des populations (particules

²⁶ <https://www3.epa.gov/scram001/userg/regmod/isc3v2.pdf>

²⁷ https://www3.epa.gov/ttn/scram/guidance/guide/appw_05.pdf

²⁸ <http://webarchive.iiasa.ac.at/rains/review/approach.htm>

et ozone), ainsi que les effets sur les écosystèmes dus à l'acidification, l'eutrophication, et l'exposition à l'ozone. La plate-forme inclut de plus des informations économiques et énergétiques et la possibilité de scénariser différentes mesures de contrôle / diminution des émissions, et la sensibilité des caractéristiques environnementales aux variations d'émissions. Le modèle RAINS calcule également les contributions aux changements climatiques.

RAINS est d'abord une plate-forme d'optimisation de mesures de réductions pour atteindre des objectifs environnementaux (cf. Figure 30).

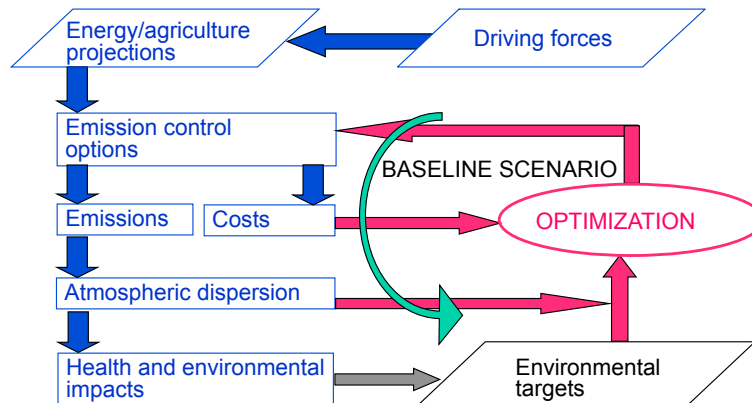


Figure 30 : Structure macroscopique de la mise en œuvre de la plate-forme RAINS pour la pollution de l'air

La plate-forme GAINS²⁹ a été développée à la suite de RAINS, en intégrant pollution de l'air et climat, et, pour être plus précis, GAINS explore / optimise les stratégies de réduction des émissions qui concernent simultanément la pollution locale et le climat et maximalisent les bénéfices aux différentes échelles.

GAINS (et RAINS) couvre très largement le Monde et 48 pays en Europe et a été mis en œuvre dans le cadre de négociations européennes ou internationales sur la pollution de l'air, l'acidification, le climat, et notamment dans le cadre du Clean Air for Europe (CAFE) qui vise à établir une stratégie européenne pour l'air.

10.1.6.2. Evaluation CBA³⁰ (Cost-Benefits-Analysis) dans le cadre du Clean Air for Europe (CAFE)

Les travaux menés dans ce cadre par AEA Technology Environment, UK pour la Commission Européenne ont eu pour principal objet d'intégrer l'approche RAINS décrite précédemment, de la coupler avec d'autres modèles tels que TREMOVE (pour un calcul plus désagrégé des émissions de polluants des transports) et d'autres concernant l'énergie, en vue d'une analyse coûts - bénéfices de différents scénarios ou stratégies de réductions des émissions. Certains aspects de la structure, des données, des modèles sont donc rigoureusement les mêmes que ceux de TREMOVE, EcoSenseWeb et RAINS. Seul l'agencement global des outils diffère, ainsi que la manière de quantifier les coûts et bénéfices (cf. Figure 31).

²⁹ <http://webarchive.iiasa.ac.at/rains/gains-europe.html?sb=8>

³⁰ <http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/cba.htm>

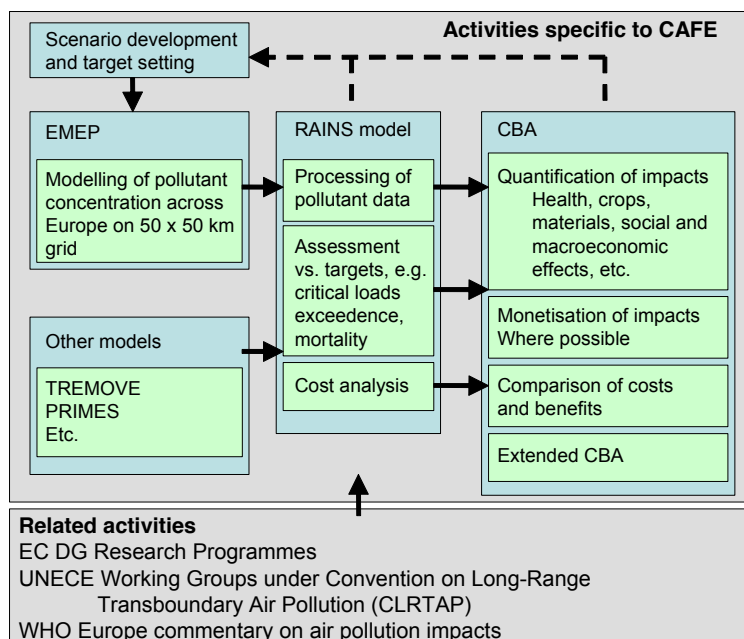


Figure 31 : Structure macroscopique de l'approche CBA dans le cadre de CAFE

10.1.7. Plates-formes d'évaluation et projets sur les effets sanitaires HEIMTSA et INTARESE

Le Handbook-2014 s'appuie sur les projets HEIMTSA (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment) et INTARESE (Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe) pour l'établissement des effets et coûts sanitaires liés aux atteintes à l'environnement.

INTARESE et HEIMTSA sont des grands projets Européens et de long terme (4-5 années) (plus de 20 partenaires), long-terme (4-5 années), multidisciplinaires et avec des objectifs communs : la revue et l'amélioration des méthodes, l'élaboration d'outils pour l'évaluation des impacts environnementaux sur la santé, liés notamment aux politiques de transports, aménagement et urbanisme, agricoles, eau, produits chimiques, déchets et climat. Les 2 projets reposent sur la même approche méthodologique d'évaluation intégrée des impacts (integrated environmental health impact assessment, IEHIA). L'approche IEHIA combine des méthodes et outils par lesquels les politiques ou projets peuvent être évalués quant à leurs effets sur la santé. Pour les émissions de polluants (atmosphériques, eau, etc.), une chaîne complète permet de tracer les différents « états » (concentration, expositions, dose et effets). Ces effets sont traduits en terme de coûts, acceptabilité, risques.

Comparé aux travaux décrits précédemment, on notera que ces projets considèrent l'ensemble des impacts environnementaux, et intègrent les comportements et activités en lien avec l'exposition aux pollutions (cf. Figure 32).

On notera un recouvrement de ces travaux avec ceux décrits (EcoSense, RAINS, Handbook, etc.). La contribution la plus originale de ces 2 projets semble être du côté de l'apport sur les effets sanitaires. Le projet INTARESE a en effet contribué à élaborer un cadre méthodologique³¹ rigoureux de détermination des

³¹ http://www.integrated-assessment.eu/eu/indexff14.html?q=guidebook/exposure_response_functions_protocol

fonctions dose-réponse (rapport version pdf en ligne), et propose une analyse très complète des données et sources d'information disponibles. Une compilation des fonctions dose-réponse retenues est disponible en ligne ³² sous forme de fichier Excel. De même les fonctions d'impacts (Core Health Endpoints pour l'Europe et autres régions) sont disponibles au format Excel ³³.

La plate-forme IEHIEAS <http://www.integrated-assessment.eu/eu/index.html> intègre l'ensemble des « résultats », données, fonctions, documentations hérités des 2 projets, et constitue de ce fait une mine considérable d'informations sur les effets de la pollution de l'air.

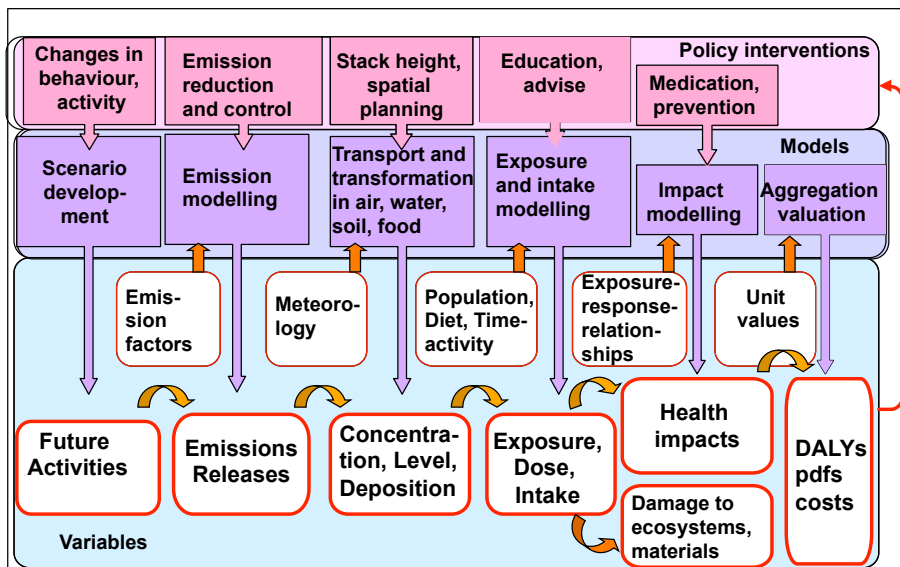


Figure 32 : Structure macroscopique de l'approche IEHIA dans le cadre des projets HEIMTSA et INTARESE

³² http://www.integrated-assessment.eu/eu/resource_centre/exposure_response_function_dataset.html

³³ http://www.integrated-assessment.eu/eu/indexd448.html?q=resource_centre/impact_functions

10.2. Descriptif des modèles utilisés par la Commission Alain Quinet (2008) pour déterminer la valeur du carbone

Le tableau ci-dessous est directement issu du rapport de la commission Quinet (2008).

Tableau 42 : Modèles utilisés par la commission Quinet (2008)

Equipe	Modèle	Famille	Caractéristiques
LEPII	POLES	Modèle d'équilibre partiel du système énergétique	Par région, simulation de la demande énergétique, des choix technologiques et de l'équilibre des marchés énergétiques.
C-ORDEE & MEDAD	GEMINI-E3	Modèle d'équilibre général calculable de l'économie mondiale	Par région et par secteur, description des ressources : production (travail, énergie, capital, etc.) / importations et emplois : consommations, exportations, investissements. Calcul des échanges internationaux de biens et de services et des émissions de GES des activités économiques
CIREC	IMACLIM-R	Modèle d'équilibre général hybride	Description de la croissance comme succession d'équilibres généraux annuels en prix et en quantités physiques (12 régions/12 secteurs), reliés par des modules dynamiques technico-économiques sectoriels (dynamique macroéconomique, évolution des styles de développement, progrès technique). Emissions : CO ₂ .

Sources : LEPII, C-ORDEE, CIREC, Quinet (2008) page 88.

10.3. Valeurs du coût marginal du changement climatique pour le transport routier

L'ensemble des tableaux ci-dessous sont issus de Ricardo AEA (2014).

Tableau 43 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules particuliers essences

	Taille	Norme Euro	Urbain € ct/vkm	Rural € ct/vkm	Autoroute € ct/vkm	Moyen € ct/vkm	
Voiture particulière - Essence	< 1,4 L	EURO - 0	2,8	1,7	1,8	2	
		EURO - 1	2,6	1,5	1,7	1,8	
		EURO - 2	2,5	1,4	1,5	1,7	
		EURO - 3	2,4	1,4	1,5	1,7	
		EURO - 4	2,4	1,4	1,5	1,7	
	1,4 - 2 L	EURO - 5	2,4	1,4	1,5	1,7	
		EURO - 0	3,4	2	2,1	2,3	
		EURO - 1	3,1	1,8	1,9	2,1	
		EURO - 2	3	1,7	1,7	2	
		EURO - 3	2,9	1,7	1,7	2	
	> 2 L	EURO - 4	2,9	1,7	1,7	2	
		EURO - 5	2,9	1,7	1,7	2	
		EURO - 1	3,9	2,3	2,3	2,8	
		EURO - 2	3,9	2,3	2,3	2,7	
		EURO - 3	3,5	1,9	1,8	2,4	
			EURO - 4	3,5	1,9	1,8	2,4
			EURO - 5	3,5	1,9	1,8	2,4

Source : TREMOVE v,3,3,2, valeurs évaluées pour la valeur centrale du carbone de 90 € par tonne,

Tableau 44 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules particuliers diesel

	Taille	Norme Euro	Urbain € ct/vkm	Rural € ct/vkm	Autoroute € ct/vkm	Moyen € ct/vkm	
Voiture particulière - Diesel	< 1,4 L	EURO - 2	1,7	1,1	1,2	1,3	
		EURO - 3	1,6	1,1	1,2	1,3	
		EURO - 4	1,6	1,1	1,2	1,3	
		EURO - 5	1,6	1,1	1,2	1,3	
	1,4 - 2 L	EURO - 0	2,4	1,7	1,9	1,9	
		EURO - 1	2,2	1,5	1,8	1,7	
		EURO - 2	2,2	1,5	1,6	1,7	
		EURO - 3	2,1	1,4	1,5	1,6	
		EURO - 4	2,1	1,4	1,5	1,6	
	> 2 L	EURO - 5	2,1	1,4	1,5	1,6	
		EURO - 0	3,3	2,3	2,7	2,6	
		EURO - 1	3	2,1	2,4	2,4	
		EURO - 2	3	2	2,3	2,3	
		EURO - 3	2,9	1,9	2,1	2,2	
			EURO - 4	2,9	1,9	2,1	2,2
			EURO - 5	2,9	1,9	2,1	2,2

Source : TREMOVE v,3,3,2, valeurs évaluées pour la valeur centrale du carbone de 90 € par tonne,

Tableau 45 : Coût marginal du changement climatique pour les véhicules utilitaires légers

	Taille	Norme Euro	Urbain € ct/vkm	Rural € ct/vkm	Autoroute € ct/vkm	Moyen € ct/vkm
Véhicule utilitaire léger	Essence	EURO - 0	4	2,5	2,8	2,7
		EURO - 1	3,6	2,3	2,5	2,5
		EURO - 2	3,7	2,2	2,4	2,5
		EURO - 3	3,7	2,2	2,4	2,5
		EURO - 4	3,4	2,1	2,3	2,3
		EURO - 5	3,4	2,1	2,3	2,3
	Diesel	EURO - 0	2,9	2	2,9	2,4
		EURO - 1	2,8	1,8	2,6	2,2
		EURO - 2	2,8	1,8	2,6	2,2
		EURO - 3	2,8	1,8	2,5	2,1
		EURO - 4	2,8	1,7	2,4	2,1
		EURO - 5	2,8	1,7	2,4	2,1

Source : TREMOVE v,3,3,2, valeurs évaluées pour la valeur centrale du carbone de 90 € par tonne,

Tableau 46 : Coût marginal du changement climatique pour les bus

	Taille	Norme Euro	Urbain € ct/vkm	Rural € ct/vkm	Autoroute € ct/vkm	Moyen € ct/vkm
Bus		EURO - 1	7,7	5,8	5,3	6,3
		EURO - 2	7,6	5,6	5,1	6,1
		EURO - 3	7,6	5,6	5,1	6,1
		EURO - 4	7,4	5,1	4,6	5,8
		EURO - 5	7,4	5,1	4,6	5,8

Source : TREMOVE v,3,3,2, valeurs évaluées pour la valeur centrale du carbone de 90 € par tonne,

Tableau 47 : Coût marginal du changement climatique pour les poids lourds

		Taille	Norme Euro	Urbain € ct/vkm	Rural € ct/vkm	Autoroute € ct/vkm	Moyen € ct/vkm
Poids lourds	< 7,5 t	EURO – 0	3,8	3,2	3,4	3,4	
		EURO – 1	3,1	2,7	3	2,9	
		EURO – 2	2,9	2,5	2,8	2,7	
		EURO – 3	2,9	2,6	2,8	2,7	
		EURO – 4	2,7	2,3	2,5	2,5	
		EURO – 5	2,7	2,3	2,5	2,5	
	7,5 – 16 t	EURO – 0	6,5	5,4	5,1	5,6	
		EURO – 1	5,7	4,7	4,5	5	
		EURO – 2	5,5	4,4	4,2	4,7	
		EURO – 3	5,7	4,3	4,2	4,8	
		EURO – 4	5,3	3,9	3,7	4,4	
		EURO – 5	5,3	3,9	3,7	4,4	
	16 – 32 t	EURO – 0	10,6	8,3	7,3	8,5	
		EURO – 1	9,7	7,7	6,8	8	
		EURO – 2	9,4	7,4	6,4	7,8	
		EURO – 3	9,7	7,2	6,2	7,6	
		EURO – 4	8,9	6,5	5,5	7	
		EURO – 5	8,9	6,5	5,5	7	
	> 32 t	EURO – 0	13,2	10,4	9	10,4	
		EURO – 1	12,1	9,6	8,2	9,5	
		EURO – 2	11,9	9,3	7,9	9,3	
EURO – 3		12,1	9	7,5	9,1		
EURO – 4		11,2	8,1	6,7	8,3		
EURO – 5		11,2	8	6,7	8,3		

Source : TREMOVE v,3,3,2, valeurs évaluées pour la valeur centrale du carbone de 90 € par tonne,

10.4. Valeurs de références du coût externe de la pollution sonore

Lorsque les cartes stratégiques de bruit ne sont pas disponible, mais uniquement les trafics mesurés et prévisionnels, il faut utiliser les valeurs de références des tableaux ci-dessous,

Tableau 48 : Valeurs de référence du coût de la pollution sonore pour l'Europe en €₂₀₁₀/1000v,km

Mode	Période de la journée	Densité de trafic	Urbain	Semi-urbain	Rural
Voiture	Jour	Dense	8,8	0,5	0,1
		Faible	21,4	1,4	0,2
	Nuit	Dense	16,1	0,9	0,1
		Faible	38,9	2,5	0,4
Moto	Jour	Dense	17,7	1,1	0,1
		Faible	42,7	2,7	0,4
	Nuit	Dense	32,1	1,9	0,2
		Faible	77,9	5,1	0,6
Bus	Jour	Dense	44	2,4	0,4
		Faible	107	6,8	0,8
	Nuit	Dense	80,3	4,5	0,7
		Faible	194,7	12,7	1,5
Véhicules utilitaires légers	Jour	Dense	44	2,4	0,4
		Faible	107	6,8	0,8
	Nuit	Dense	80,3	4,5	0,7
		Faible	194,7	12,7	1,5
Poids lourds	Jour	Dense	81	4,5	0,7
		Faible	196,6	12,7	1,5
	Nuit	Dense	147,8	8,3	1,3
		Faible	358,2	23,1	2,6

Note : Valeurs données par CE Delft (2011) actualisée au niveau de prix de 2010 par Ricardo AEA (2014),

Les zones et la densité du trafic sont définies par des hypothèses spécifiques basées sur le volume du trafic, la part du transport de marchandises, la distance de la route, la densité de la population, etc,

- Zones urbaines : densité de la population de 3000 habitants par km de longueur de route ;

- Zones semi-urbain : densité de la population de 700 habitants par km de longueur de route ;

- Zones rurales : densité de la population de 500 habitants par km de longueur de route,

Tableau 49 : Valeurs de référence du coût de la pollution sonore pour le transport routier en France en €₂₀₁₀/v,km

Type de peuplement	Type d'infrastructure	Coût moyen en € ₂₀₁₀ /1000v,km
Rural	Autoroute	0,78
	Nationale ou départementale	3,35
	Communale	16,75
Semi-urbain	Autoroute	3,14
	Nationale ou départementale	7,35
	Communale	35,08
Urbain	Autoroute	8,99
	Nationale ou départementale	9,75
	Communale	48,45
Urbain dense	Autoroute	13,24
	Nationale ou départementale	15,72
	Communale	58,41
Urbain très dense	Autoroute	22,40
	Nationale ou départementale	28,96
	Communale	66,29

Note : Les données sont issues des travaux du Sétra,

10.5. Coût marginal des accidents de la route

Ricardo AEA (2014) rappelle l'approche de Lindberg (2001) afin d'évaluer le coût marginal externe des accidents qui correspond au taux de risque ajusté qui doit être appliqué à valeur du coût des accidents,

$$MC_i^v = r_i^v(a + b + c)(1 + E_i^v) - \theta^v r_i^v(a + b)$$

$$\text{avec } r_i^v = \frac{x_i^v}{Q_i^v}$$

$$\text{et } E_i^v = \frac{\partial r_i^v}{\partial Q_i^v} \frac{Q_i^v}{r_i^v}$$

Notations :

- r_i^v est le risque d'accident pour chaque catégorie de véhicules (v) et la route (i) calculé en divisant le nombre de victimes (décès et blessés) x_i^v par le nombre de véhicule kilomètre Q_i^v ;
- a , le coût du décès ou des blessures de l'individu exposé ;
- b , le coût pour la famille et les amis (entre 10 et 50 % de la valeur de la vie statistique) ;
- c , le coût direct et indirect pour le reste de la société (environ 10 % de la valeur de la vie statistique) ;
- E_i^v est l'élasticité du risque qui détermine de combien une augmentation de 1 % du trafic (mesuré en véhicule par kilomètre), augmente le risque d'accident en pourcentage, Par défaut, $E_i^v = -0,25$;
- θ^v est la part des accidents qui est interne pour chaque catégorie de véhicules,

Si $\theta^v - E_i^v > 1$ alors les coûts marginaux peuvent être négatifs, cela implique que chaque véhicule supplémentaire entrant sur la route diminue le coût moyen des accidents, En revanche si $\theta^v - E_i^v < 1$ alors les coûts marginaux sont positifs, cela implique que chaque véhicule supplémentaire entrant sur la route augmente le coût moyen des accidents, Au niveau européen, les valeurs retenues sont de 0,73 pour les voitures, de 0,25 pour les poids lourds et de 0,18 pour les bus,