



HAL
open science

Analyse de cycle de vie des énergies alternatives pour l'automobile et propositions méthodologiques pour une meilleure évaluation des impacts locaux

Florent Querini

► **To cite this version:**

Florent Querini. Analyse de cycle de vie des énergies alternatives pour l'automobile et propositions méthodologiques pour une meilleure évaluation des impacts locaux. Autre. ISAE-ENSMA Ecole Nationale Supérieure de Mécanique et d'Aérotechnique - Poitiers, 2012. Français. NNT : 2012ESMA0012 . tel-00744220

HAL Id: tel-00744220

<https://theses.hal.science/tel-00744220>

Submitted on 22 Oct 2012

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.

THÈSE

pour l'obtention du Grade de
DOCTEUR DE L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DE MÉCANIQUE ET
D'AÉROTECHNIQUE
(Diplôme National - Arrêté du 7 août 2006)

École Doctorale : Sciences en ingénierie des matériaux, mécanique,
énergétique et aéronautique (SI-MMEA)

Secteur de Recherche : Énergétique, thermique, combustion.

Présentée par :

Florent Querini

ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES ÉNERGIES ALTERNATIVES POUR
L'AUTOMOBILE ET PROPOSITIONS MÉTHODOLOGIQUES POUR UNE MEILLEURE
ÉVALUATION DES IMPACTS LOCAUX

Directeur de Thèse : Pr. Patrick Rousseaux

Soutenue le 6 juillet 2012

devant la Commission d'Examen

JURY

M. Jean-Bernard Saulnier, Pr. Émérite, ENSMA, Institut P'
M^{me} Anne Jaecker, HDR, IFP Énergies nouvelles
M. Manuele Margni, Pr., École polytechnique de Montréal, CIRAIG
M. Marc Bellenoue, Pr., ENSMA, Institut P'
M. Ralph Rosenbaum, Pr., Denmark Technical University
M. Patrick Rousseaux, Pr., Université de Poitiers, Institut P'

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur

THÈSE

pour l'obtention du Grade de
DOCTEUR DE L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DE MÉCANIQUE ET
D'AÉROTECHNIQUE
(Diplôme National - Arrêté du 7 août 2006)

École Doctorale : Sciences en ingénierie des matériaux, mécanique,
énergétique et aéronautique (SI-MMEA)

Secteur de Recherche : Énergétique, thermique, combustion.

Présentée par :

Florent Querini

ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES ÉNERGIES ALTERNATIVES POUR
L'AUTOMOBILE ET PROPOSITIONS MÉTHODOLOGIQUES POUR UNE MEILLEURE
ÉVALUATION DES IMPACTS LOCAUX

Directeur de Thèse : Pr. Patrick Rousseaux

Soutenue le 6 juillet 2012

devant la Commission d'Examen

JURY

M. Jean-Bernard Saulnier, Pr. Émérite, ENSMA, Institut P'
M^{me} Anne Jaecker, HDR, IFP Énergies nouvelles
M. Manuele Margni, Pr., École polytechnique de Montréal, CIRAIG
M. Marc Bellenoue, Pr., ENSMA, Institut P'
M. Ralph Rosenbaum, Pr., Denmark Technical University
M. Patrick Rousseaux, Pr., Université de Poitiers, Institut P'

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur

Remerciements

En premier lieu, je souhaite remercier l'ensemble des membres du jury pour avoir pris le temps de lire, commenter et critiquer ce travail. Merci à M. Marc BELLENOUE, Mme Anne JAECKER, M. Manuele MARGNI, M. Ralph ROSENBAUM et M. Jean-Bernard SAULNIER. C'est un honneur pour moi de disposer d'un jury aussi prestigieux.

Je tiens aussi à remercier vivement M. Patrick ROUSSEAUX, directeur de thèse, pour l'ensemble de ces (presque) trois années. Je le remercie d'un point de vue professionnel pour ses nombreux conseils prodigués. Je le remercie aussi d'un point de vue humain, pour m'avoir toujours encouragé dans mes travaux, m'avoir donné le goût de la recherche et pour ses nombreuses qualités personnelles.

Je remercie M. Stéphane MOREL, encadrant scientifique chez Renault. Merci d'avoir supervisé ce travail de thèse du début jusqu'à la fin, alors que je changeais d'équipe et d'encadrants. Je le remercie aussi pour m'avoir beaucoup appris dans le domaine de l'ACV et pour ses qualités humaines qui font qu'il est toujours agréable de discuter avec lui sur tous les sujets.

Je tiens à exprimer ma gratitude à M. Jean-Christophe BÉZIAT, pour m'avoir recruté puis pour m'avoir permis de monter ce sujet de thèse, privilège donné à peu de doctorants et dont j'ai parfaitement conscience.

Je souhaite adresser mes remerciements à l'ensemble des doctorants et non doctorants de chez Renault que j'ai pu côtoyer durant ces trois ans au bureau et autour d'un verre (dans le désordre) : Ali, « el Calmo », Moez, « Yüks » et « le Coyote ». Par ailleurs, je remercie Stéphane DAGOSTINO et Isabelle BOSC, à la fois d'un point de vue personnel et pour ce qu'ils ont apporté à ce travail de thèse.

Je voudrais aussi remercier les membres de l'IRIAF dont j'ai eu l'occasion de partager les locaux niortais près d'une fois par semaine pendant trois ans. Merci pour votre ouverture d'esprit et votre bonne humeur qui m'auront permis de m'aérer du quotidien de la région parisienne.

J'adresse mes remerciements à l'ANRT et à Renault pour avoir financé ces trois années de thèse. Par ailleurs, je remercie aussi toutes les personnes au sein de Renault et d'ailleurs, non citées ci-dessus, qui m'ont aidé durant la thèse.

À titre personnel, je tiens à remercier Camille, avec qui j'ai la chance de partager ma vie depuis plus de trois ans. Merci de m'avoir soutenu (supporté ?) dans les moments les plus difficiles de ma thèse, en particulier sur la fin ! Je remercie aussi ma famille, qui a fait le chemin jusqu'à Poitiers pour venir assister à la défense ma thèse.

Glossaire

Pour faciliter la lecture, et afin que ce glossaire puisse servir de référence, les abréviations, les sigles des institutions et les formules chimiques sont séparées. Sont mises en premier les abréviations telles que retenues dans cet ouvrage et donc généralement en français. Toutefois, lorsque l'abréviation anglaise est plus connue, cette dernière a été privilégiée (avec l'abréviation en français entre parenthèses).

Abréviations

ACV	analyse de cycle de vie
ADN	acide désoxyribonucléique
ADP	<i>abiotic depletion potential</i> (potentiel d'épuisement abiotique)
AP	<i>acidification potential</i> (potentiel d'acidification)
B30	mélange EMAG 30% (volumique) – gazole 70%
BOS	<i>balance of system</i> (équipements supplémentaires d'un panneau photovoltaïque)
BtL	<i>biomass to liquid</i> (de la biomasse au liquide)
CAS	changement d'affectation des sols
CtL	<i>coal to liquid</i> (du charbon au liquide)
DALY	<i>disability-adjusted life years</i> (années de vie ajustées avec handicap)
E85	mélange éthanol 85% (volumique) – essence 15%
EDIP	<i>environmental development of industrial products</i> (développement environnemental de produits industriels)
EGR	<i>exhaust gas recirculation</i> (recirculation des gaz d'échappement)
ELCD	<i>European lifecycle database</i> (base de données européenne de cycles de vie)
EMAG	ester méthylique d'acide gras
EMEP	<i>European monitoring and evaluation programme</i> (programme européen d'évaluation et de contrôle)
EnR	énergie renouvelable
EP	<i>eutrophication potential</i> (potentiel d'eutrophisation)
EPBT	<i>energy payback time</i> (temps de retour sur énergie investie)
ETBE	<i>ethyl tert-butyl ether</i> (éther éthyle tertiobutyle)
EVA	éthylène vinyle acétate
FAETP	<i>freshwater ecotoxicity potential</i> (potentiel d'écotoxicité limnique)
FàP	filtre à particules
FWEP	<i>freshwater eutrophication potential</i> (potentiel d'eutrophisation limnique)
GAINS	<i>global air pollution information and simulation</i> (information et simulation de la pollution de l'air globale)
GEMIS	<i>global emission model for integrated systems</i> (modèle global d'émissions pour les systèmes intégrés)
GES	gaz à effet de serre
GNL	gaz naturel liquéfié
GNV	gaz naturel pour véhicule
GPL	gaz de pétrole liquéfié
GRUMP	<i>global rural-urban mapping project</i> (projet de cartographie mondiale urbain / rural)
GtL	<i>gas to liquid</i> (du gaz au liquide)
GWP	<i>global warming potential</i> (PRG, potentiel de réchauffement global)
HM	<i>heavy metals</i> (métaux lourds)
HTP	<i>human toxicity potential</i> (potentiel de toxicité humaine)
ICV	inventaire de cycle de vie
IR	infrarouge
MAETP	<i>marine water ecotoxicity potential</i> (potentiel d'écotoxicité marine)
MD	moteur à allumage par compression (moteur Diesel)
ME	moteur à allumage commandé (moteur essence)
mono-Si	silicium mono-cristallin

multi-Si	silicium multi-cristallin
MWEP	<i>marine water eutrophication potential</i> (potentiel d'eutrophisation marine)
NEDC	<i>new European driving cycle</i> (nouveau cycle de conduite européen)
ODP	<i>ozone depletion potential</i> (potentiel d'épuisement de l'ozone)
pàc	pile à combustible
PCI	pouvoir calorifique inférieur
PDF	<i>potentially disappeared fraction of species</i> (fraction d'espèces potentiellement disparues)
PM	<i>particulate matter</i> (particules en suspension)
PMFP	<i>particulate matter formation potential</i> (potentiel de formation de particules)
POCP	<i>photochemical ozone creation potential</i> (potentiel de création d'ozone photochimique)
POFP	<i>photochemical ozone formation potential</i> (potentiel de formation d'ozone photochimique)
PV	photovoltaïque
QGIS	Quantum GIS (logiciel de SIG)
RAINS	<i>regional air pollution information and simulation</i> (information et simulation de la pollution de l'air régionale)
Re	ReCiPe 2008
SCR	<i>selective catalytic reduction</i> (réduction catalytique sélective)
SGH	système général harmonisé
SIG	système d'information géographique
tep	tonne équivalent-pétrole
TETP	<i>terrestrial ecotoxicity potential</i> (potentiel d'écotoxicité terrestre)
TtW	<i>tank to wheels</i> (du réservoir à la roue)
UES	<i>unprotected ecosystem surface</i> (surface d'écosystème non protégé)
UF	unité fonctionnelle
UV-V	ultraviolet – visible
VdF	véhicule Diesel moyen de la flotte circulant en Europe en 2012
VdV	véhicule Diesel moyen vendu en Europe en 2012
VE	véhicule électrique
VeF	véhicule essence moyen de la flotte circulant en Europe en 2012
VeV	véhicule essence moyen vendu en Europe en 2012
WLTP	<i>worldwide harmonised light vehicles test procedure</i> (procédure mondiale harmonisée de test des véhicules légers)
WtT	<i>well to tank</i> (du puits au réservoir)
WtW	<i>well to wheels</i> (du puits à la roue)
XtL	<i>x to liquid</i> (de x au liquide)

Institutions

AEE	Agence européenne de l'environnement
Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AIE	Agence internationale de l'énergie
CML	<i>Centrum voor milieu Leiden</i> (Institut pour l'environnement de Leiden)
EINECS	<i>European inventory on existing commercial chemical substances</i> (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes)
EEA	Cf. AEE
EPA	<i>Environment protection agency</i> (Agence pour la protection de l'environnement)
FAO	<i>Food and agriculture organization</i> (Organisation pour la nourriture et l'agriculture)
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IIASA	<i>International institute for applied system analysis</i> (Institut international pour l'analyse appliquée des systèmes)
ISO	<i>International organization for standardization</i> (Organisation internationale de normalisation)
NREL	<i>National renewable energy laboratory</i> (Laboratoire national sur les énergies renouvelables)
OCDE	Organisation de coopération et développement économiques
OMS	Organisation mondiale de la santé
UE-27	Union Européenne à 27

Espèces chimiques

1,4-DCB	1,4-dichlorobenzène <i>1,4-dichlorobenzene</i>
C ₂ H ₃ Cl	chloroéthylène <i>chloroethene</i>
C ₂ H ₅ OH	ethanol <i>ethanol</i>
C ₂ H ₄	éthylène <i>ethene</i>
CAN	calcium ammoniac nitrate <i>calcium ammonium nitrate</i>
CdTe	tellure de cadmium <i>cadmium telluride</i>
CFC	chlorofluorocarbure <i>chlorofluorocarbon</i>
CH ₄	méthane <i>methane</i>
CO ₂	dioxyde de carbone <i>carbon dioxide</i>
COV	composé organique volatil (VOC, <i>volatile organic compound</i>)
COVNM	COV non méthanique, Cf. COV (NMVOC, <i>non-methane VOC</i>)
DCB	dichlorobenzène <i>dichlorobenzene</i>
DDT	dichlorodiphényltrichloroéthane <i>dichlorodiphenyltrichloroethane</i>
H ₂ S	sulfure d'hydrogène <i>hydrogen sulphide</i>
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique (PAH, <i>polycyclic aromatic hydrocarbon</i>)
HCFC	hydrochlorofluorocarbure <i>hydrochlorofluorocarbon</i>
HFC	hydrofluorocarbure <i>hydrofluorocarbon</i>
KCl	chlorure de potassium <i>potassium chloride</i>
N ₂	azote <i>nitrogen</i>
N ₂ O	protoxyde d'azote (oxyde nitreux) <i>nitrous oxide</i>
NH ₃	ammoniac <i>ammonia</i>
NH ₄ ⁺	ammonium <i>ammonium</i>
NO	monoxyde d'azote <i>nitrogen monoxide</i>
NO ₂	dioxyde d'azote <i>nitrogen dioxide</i>
NO ₃ ⁻	nitrate <i>nitrate</i>
NO _x	oxydes d'azote non spécifiés <i>unspecified nitrogen oxides</i>
NPK	azote phosphore potassium <i>nitrogen phosphorus potassium</i>
O ₂	oxygène <i>oxygen</i>
O ₃	ozone <i>ozone</i>
PAN	péroxyacylnitrate <i>peroxyacylnitrate</i>
Sb	antimoine <i>antimony</i>
SO ₂	dioxyde de soufre <i>sulphur dioxide</i>
TEG	triéthylène glycol <i>triethylene glycol</i>

Table des matières

REMERCIEMENTS	3
GLOSSAIRE	5
TABLE DES MATIÈRES	9
INTRODUCTION	13
CONTEXTE ET OBJECTIFS	15
CHAPITRE 1 CONTEXTE – L’AUTOMOBILE ET L’ENVIRONNEMENT	17
1 LA MOBILITÉ INDIVIDUELLE	18
2 L’IMPACT DE L’AUTOMOBILE SUR L’ENVIRONNEMENT	22
CHAPITRE 2 LES ÉNERGIES POUR L’AUTOMOBILE	41
1 INTRODUCTION.....	42
2 LES CARBURANTS FOSSILES LIQUIDES.....	44
3 LES AGROCARBURANTS	50
4 L’ÉLECTRICITÉ	60
5 BILAN.....	73
CHAPITRE 3 L’ANALYSE DE CYCLE DE VIE	75
1 L’ANALYSE DE CYCLE DE VIE	76
2 PRINCIPALES MÉTHODES DE CARACTÉRISATION D’IMPACTS	82
3 L’ACV APPLIQUÉE AUX CARBURANTS	92
CHAPITRE 4 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS	107
1 CHOIX DES INDICATEURS D’IMPACTS.....	108
2 PROBLÉMATIQUE DES IMPACTS LOCAUX.....	114
3 PÉRIMÈTRE ET ÉMISSIONS DU VÉHICULE	116
4 OBJECTIFS ET FINALITÉ	117
MATÉRIELS ET MÉTHODES	119
CHAPITRE 5 BILANS DU PUIITS AU RÉSERVOIR	121
1 MÉTHODOLOGIE.....	122
2 INVENTAIRES DES TRANSPORTS.....	128
3 LES CARBURANTS FOSSILES LIQUIDES.....	132
4 L’ÉLECTRICITÉ ISSUE DE LA HOUILLE ET DU LIGNITE.....	140
5 L’ÉLECTRICITÉ ISSUE DU GAZ NATUREL	146
6 L’ÉLECTRICITÉ ÉOLIENNE	151
7 L’ÉLECTRICITÉ PHOTOVOLTAÏQUE	155
8 LES ESTERS MÉTHYLIQUES D’ACIDE GRAS (EMAG).....	160
9 L’ÉTHANOL.....	169
10 BILAN	177
CHAPITRE 6 BILANS DU RÉSERVOIR À LA ROUE	181
1 LA TRACTION AUTOMOBILE	182

2	MESURE DES ÉMISSIONS POLLUANTES D'UN VÉHICULE	189
3	ÉMISSIONS HOMOLOGUÉES DE LA GAMME RENAULT	192
4	ÉMISSIONS DES VÉHICULES-TYPES	198
5	FLOTTE EUROPÉENNE MOYENNE	207
6	BILAN	208
CHAPITRE 7 CARACTÉRISATION DES IMPACTS TOXIQUES ET ÉCOTOXIQUES : USETOX.....		211
1	CARACTÉRISTIQUES DE USETOX ET DES SYSTÈMES ÉTUDIÉS.....	212
2	COMPOSITION DES NMCOV	214
3	ÉMISSIONS DE PESTICIDES	221
4	ÉMISSIONS DE MÉTAUX	222
5	RÉSULTATS	224
6	BILAN	236
CHAPITRE 8 CARACTÉRISATION DES IMPACTS LOCAUX.....		241
1	LES IMPACTS LOCAUX	242
2	USETOX : ÉMISSIONS URBAINES / RURALES	244
3	POLLUTION PARTICULAIRE : SOURCE HAUTE / BASSE	252
4	OZONE PHOTOCHIMIQUE : ASPECT TEMPOREL	257
RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		261
CHAPITRE 9 INTERPRÉTATION DES ACV.....		263
1	PRÉSENTATION.....	264
2	ÉPUISEMENT DES RESSOURCES (ADP RESSOURCES).....	265
3	ÉPUISEMENT ÉNERGÉTIQUE (ADP ÉNERGIE)	266
4	AUGMENTATION DE L'EFFET DE SERRE (GWP).....	268
5	ACIDIFICATION (AP)	270
6	EUTROPHISATION (FWEP ET MWEP)	272
7	OZONE PHOTOCHIMIQUE (POFP ET POCP).....	275
8	POLLUTION PARTICULAIRE (PMFP).....	278
9	ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE (USETOX).....	280
10	SANTÉ (CANCÉRIGÈNES ET NON CANCÉRIGÈNES, USETOX)	281
11	BILAN	283
12	CONCLUSION	290
CHAPITRE 10 DISCUSSION MÉTHODOLOGIQUE		293
1	INTRODUCTION	294
2	EFFETS SANITAIRES (USETOX).....	294
3	OZONE PHOTOCHIMIQUE	297
4	POLLUTION PARTICULAIRE.....	297
5	DISCUSSION.....	300
CONCLUSION.....		307
TABLE DES FIGURES.....		309
TABLE DES TABLEAUX.....		315
BIBLIOGRAPHIE.....		319
ANNEXES		333
CARACTÉRISTIQUES DES COMBUSTIBLES.....		335

PARAMÈTRES EXTERNES GABI 4	337
PLANS GABI	373
ANALYSES DE MONTE-CARLO	391

|

Introduction

UNE des caractéristiques de l'ère moderne est la grande mobilité des personnes et des biens à travers le monde. Le train, la voiture et l'avion sont progressivement venus supplanter la marche, la navigation et le cheval, transformant la conception de l'espace et du temps dans un environnement mondialisé. La voiture, comme les autres moyens de transport, a permis certaines transformations de la société, à la fois positives et négatives. Elle a ainsi apporté une liberté nouvelle à ceux qui la possèdent et permis de réduire le temps de déplacement de nombreuses personnes, tout en engendrant une vaste industrie source de nombreux emplois. Elle a aussi généré (et génère toujours) de nombreux effets secondaires : étalement urbain, embouteillages, accaparement de la voirie, pollution, dépendance vis-à-vis des pays producteurs de pétrole, etc. En dépit de ses effets secondaires, l'automobile est et restera un besoin pour de nombreuses personnes, à qui elle permet, par exemple, de se rendre tous les jours au travail, d'assouvir leurs besoins et envies de voyage ou de voir leurs proches. Les transports en commun et les transports dits « doux » (comme le vélo et la marche) ne peuvent se substituer totalement à l'automobile, sauf changements majeurs de nos sociétés.

Il est donc crucial de chercher à diminuer les nuisances générées par l'automobile. De nombreuses recherches abondent dans ce sens en proposant de nouvelles énergies dont l'objectif est d'être plus vertueuses que le couple standard pétrole + moteur à combustion interne. Les travaux développés ici, dans le cadre d'une thèse financée conjointement par l'Association nationale de la recherche et de la technologie (ANRT) et le constructeur automobile Renault via une Convention industrielle de formation par la recherche (CIFRE) et réalisés au sein de Renault et de l'Institut P' (UPR 3346, CNRS – Université de Poitiers IRIAF – ENSMA), est d'évaluer l'impact environnemental de différentes énergies pour l'automobile.

Différentes solutions sont proposées pour réduire l'impact environnemental de l'automobile. Les principales sont ainsi : l'amélioration du rendement des moteurs thermiques, l'électrification (complète ou partielle) du véhicule, l'utilisation d'agrocarburants ou de carburants de synthèse et la pile à combustible. Toutes ces solutions présentent des avantages et des inconvénients, d'un point de vue environnemental mais aussi économique, technique et sociétal. La décision de choisir une alternative plutôt qu'une autre doit prendre en compte ces différents paramètres mais il est pour cela important de correctement les évaluer. Dans ce travail de thèse, nous nous focaliserons sur l'aspect environnemental, tout en gardant à l'esprit qu'il ne s'agit pas de l'unique problématique qui doit être abordée.

Pour cela, la méthode retenue est l'analyse de cycle de vie (ACV). Cet outil permet d'évaluer l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit ou d'un système sur l'intégralité de son cycle de vie. Régulé par les normes ISO 14040 et 14044, il offre cependant une certaine souplesse dans son utilisation qui peut ainsi mener à

différentes conclusions, selon les hypothèses retenues et les méthodologies employées. De fait, de nombreuses ACV de carburants alternatifs ont été réalisées, sans que leurs conclusions soient toujours concordantes car plusieurs paramètres peuvent différer : périmètre retenu, unité fonctionnelle, impacts environnementaux considérés, prise en compte du véhicule, etc. Pour lever ces ambiguïtés et incertitudes, ce travail de thèse possède un triple objectif :

1. Dans un premier temps, réaliser les inventaires de cycle de vie de production des énergies alternatives (phase dite « du puits au réservoir »). Un nombre restreint d'alternatives a été retenu. Il s'agit des carburants conventionnels (utilisés dans les véhicules actuellement vendus), des agrocarburants de première génération (éthanol et biodiesel) et de l'électricité (issue de la houille, du lignite, du gaz naturel, du solaire photovoltaïque et de l'éolien). Ces inventaires de cycle de vie devront être les plus transparents possibles et prendre en compte les marges d'incertitudes qui leur sont associées.
2. Dans un second temps, prendre en compte de manière cohérente la phase d'utilisation du carburant, dite « du réservoir à la roue ». En effet, seules quelques études dans la littérature en tiennent compte et le font de manière plus ou moins pertinente. L'objectif est ici d'analyser des véhicules cohérents avec l'unité fonctionnelle à définir et de considérer des émissions réellement représentatives des véhicules retenus. En particulier, on s'attachera à prendre en compte leur très grande variabilité.
3. Enfin, dans un troisième temps, évaluer les impacts locaux des différentes alternatives. Les ACV de la littérature se focalisent encore trop souvent sur la consommation d'énergie fossile et les émissions de gaz à effet de serre, négligeant ainsi les éventuels transferts de pollution. On étudiera donc ici les impacts locaux les plus pertinents tout en proposant des distinctions spécifiques à l'automobile, telle que la hauteur d'émission ou la différenciation entre émissions en milieu urbain et émissions en milieu rural.

Ces trois objectifs visent à évaluer, de la manière la plus pertinente possible, les impacts environnementaux des énergies retenues, avec une double finalité : des bilans fiables pour éclairer l'entreprise Renault et une amélioration méthodologique de la prise en compte des impacts locaux dans les ACV de carburants et *a fortiori* de véhicules.

Dans cette optique, le présent manuscrit est divisé en trois parties et dix chapitres. La première présente les impacts environnementaux de l'automobile (chap. 1), ainsi que les différentes énergies retenues (chap. 2), la méthodologie associée à l'ACV (chap. 3) et les objectifs de la thèse (chap. 4). La seconde partie est méthodologique et décrit la réalisation des ACV du puits au réservoir (chap. 5) puis du réservoir à la roue (chap. 6) ainsi que notre proposition de prise en compte des impacts locaux (implantation de USEtox, chap. 7, et introduction de distinctions pertinentes, chap. 8). Enfin, la troisième partie présente les résultats des ACV obtenus et leur interprétation (chap. 9) ainsi qu'une discussion méthodologique autour des impacts locaux (chap. 10).

Première partie



Contexte et objectifs

CHAPITRE 1 Contexte – l’automobile et l’environnement	p. 17
CHAPITRE 2 Les énergies pour l’automobile	p. 41
CHAPITRE 3 L’analyse de cycle de vie	p. 75
CHAPITRE 4 Problématique et objectifs	p. 107

Chapitre 1 Contexte – l’automobile et l’environnement

*C*E premier chapitre, divisé en deux parties, est une introduction des sujets abordés dans cette thèse. La première partie est consacrée à l’histoire de la mobilité individuelle et en particulier à l’émergence de l’automobile. La démocratisation de l’automobile comme source de progrès est ensuite remise en cause, en particulier à l’orée du XXI^e siècle, où de nouvelles alternatives émergent sérieusement pour sortir de l’hégémonie du couple pétrole – moteur à combustion. Il s’agit ici, en quelque sorte, d’introduire l’histoire des énergies pour l’automobile, qui font l’objet du chapitre 2. La seconde partie de ce chapitre s’applique ensuite à décrire les principaux impacts environnementaux de l’homme sur son environnement et en particulier ceux liés à l’usage de l’automobile. Ces impacts sont : l’épuisement des ressources fossiles, le réchauffement climatique, l’acidification, l’ozone photochimique troposphérique, la pollution particulaire, la toxicité et l’écotoxicité ainsi que l’eutrophisation. La description des impacts permettra d’orienter le choix d’une méthode d’analyse du cycle de vie et des indicateurs associés dans le chapitre 3.

1 La mobilité individuelle

1.1 Histoire de la mobilité

De tous temps, l'homme a cherché à repousser ses limites physiques pour se déplacer et mouvoir des charges. La première révolution fut l'invention de la roue, vers -3500 avant J-C., qui permit les premiers chariots et donc le transport de charges lourdes beaucoup plus importantes qu'auparavant. Rapidement adoptée, la traction hippomobile va devenir la référence pour le transport de passagers durant de nombreuses années, alors que la traction utilisant des bœufs restera le meilleur moyen de tirer ou transporter des charges. Ainsi, durant cette longue période, les populations étaient peu mobiles et se déplaçaient lentement, à pied ou, pour les plus rapides, à cheval ou en voiture hippomobile. Le transport des charges lourdes s'effectuait par bateau, seul transport capable de transporter des gros volumes. Il restait toutefois tributaire des fleuves et rivières existant, d'où la construction de nombreux canaux dont beaucoup ne sont plus utilisés de nos jours. La seconde révolution viendra tardivement, avec l'avènement du chemin de fer. Ce dernier est ainsi le transport roi du XIX^e siècle, qui verra son développement et aussi son apogée. Il est directement associé à la révolution industrielle, avec l'utilisation massive du charbon comme source d'énergie dans les machines à vapeur pour permettre le déplacement rapide sur de longues distances des personnes et des marchandises. Le chemin de fer va rapidement détrôner le transport fluvial pour les marchandises, grâce à sa puissance plus importante et la plus grande flexibilité des rails par rapport aux canaux. Il restera le moyen de déplacement principal pour les longues distances jusqu'à la seconde guerre mondiale. Il peut aussi être appliqué en ville, d'abord avec la construction des premiers tramways hippomobiles puis des métros électriques. Ces deux types de transports vont devenir les principaux moyens de se déplacer en ville, avant d'être concurrencés par l'automobile.

À l'échelle de l'humanité, l'automobile est donc une invention récente qui va révolutionner l'approche de la mobilité en un laps de temps très court. On trouve dans le terme automobile la preuve de ce passé récent, le terme étant créé en 1875 et hésitant entre le masculin et le féminin jusqu'en 1901 [1]. Si le fardier de Cugnot, conçu en 1771, peut être considéré comme le premier véhicule automobile, celui-ci reste très rustique puisque mû par une chaudière à vapeur et dépourvu de système directionnel ou de freinage. Les premiers véhicules automobiles utilisent la vapeur comme source d'énergie mais leur importance, en comparaison des autres types de transports comme le train ou le tramway, restera marginale. Le développement de l'automobile est en effet étroitement lié à l'invention du moteur à explosion qui va rapidement détrôner l'usage de la vapeur. Il utilise le cycle à quatre temps défini par Alphonse Eugène BEAU (dit « Beau de Rochas ») en 1862 et mis en application avec un moteur à gaz de houille pour la première fois par Étienne LENOIR en 1883. Rapidement, plusieurs technologies sont utilisées de manière concurrente pour l'automobile : moteur à combustion externe (vapeur issue du charbon), moteur à explosion et moteur électrique. Toutefois, le couple moteur à explosion – pétrole va rapidement surpasser

ses concurrents, grâce à son rapport poids / puissance développée favorable. Le moteur à charbon est en effet lourd et peu efficace tandis que la traction électrique, bien que performante et permettant d'atteindre de grandes vitesses (la « Jamais contente », véhicule électrique, est ainsi la première automobile à dépasser les 100 km.h⁻¹ en 1899), est handicapée par le poids très important des batteries de l'époque.

Malgré cela, l'automobile va rester dans un premier temps un objet de luxe réservé aux plus fortunés. L'application du taylorisme, puis du fordisme, va permettre la production en série de véhicules moins chers, dont le modèle emblématique est la Ford T. Il faudra toutefois attendre la seconde moitié du XX^e siècle, après la seconde guerre mondiale, pour assister à une vraie démocratisation de l'automobile. Le nombre de voitures va ainsi rapidement augmenter, pour atteindre 334 voitures pour 1 000 habitants en UE-27 (Union européenne à 27) en 1991, 423 en 1991 et 473 en 2009 [2]. Cette démocratisation est liée au développement de la société de consommation et à la grande disponibilité du pétrole, associée à son faible coût. Cette forte augmentation s'est accompagnée d'une place croissante de la voirie réservée à l'automobile en ville, ainsi que de modifications de l'aménagement du territoire et de la société. La construction du réseau autoroutier (tardive en France mais avant la seconde guerre mondiale en Allemagne, les *Autobahnen*) va permettre à la voiture de concurrencer le rail, en associant un voyage à grande vitesse avec une liberté totale de déplacement. Au niveau de l'aménagement du territoire, l'automobile va avoir pour conséquence l'étalement urbain, avec la création de zones pavillonnaires de faible densité impliquant des distances requérant l'automobile, mais permettant à un grand nombre de personnes de bénéficier d'une surface de logement et d'un terrain de superficie importante sans être isolé. La voiture va aussi entraîner certaines transformations de la société, comme l'hypermarché, situé à une distance plus ou moins grande des habitations, ou le tourisme, grâce à la nouvelle liberté offerte.

1.2 La remise en question du modèle automobile

Depuis ses débuts, l'automobile a été désignée comme étant la source de différentes nuisances : pollution, bruit, dangerosité, individualisme, emprise sur les territoires, coûts, baisse de l'activité physique, etc. Jusqu'au début du XXI^e siècle, ces critiques n'ont néanmoins pas mis un frein à son développement. C'est en effet seulement à partir des années 2000 que l'on constate une réelle remise en question du transport individuel. Si la congestion des villes ou l'emprise sur les territoires sont de nature à remettre en cause le transport individuel dans son ensemble, pour le substituer à moins de déplacement ou à des transports collectifs, il reste une nécessité dans de très nombreux cas de figure. Or, la prise en compte du caractère fini des ressources énergétiques fossiles, du réchauffement climatique, de la pollution atmosphérique (Cf. section 2) et les velléités d'indépendance énergétique (78% du pétrole utilisé en Europe est importé, [3]) mènent à une remise en question de l'association pétrole – moteur à combustion interne qui domine très largement les transports individuels. Différentes alternatives sont ainsi proposées, parmi lesquelles on peut citer les principales : le gaz

naturel pour véhicule (GNV), les agrocarburants, les carburants de deuxième génération, l'hydrogène et l'électricité.

Les agrocarburants de première génération, peu connus du grand public avant la décennie 2000, ont pris une importance considérable dans le débat sur les alternatives au pétrole. Leurs principaux représentants sont l'éthanol et le biodiesel, ce dernier étant formé d'esters méthyliques d'acides gras (EMAG). L'éthanol vient en substitut de l'essence, dans des teneurs allant jusqu'à 85% volumique pour le carburant disponible à la pompe (appelé E85 ou « superéthanol »). Le biodiesel remplace le gazole, dans des teneurs jusqu'à 30% (carburant non disponible à la pompe mais utilisé par les flottes captives). L'éthanol peut être issu de la fermentation et de la distillation de différentes ressources contenant des sucres (sous forme simple ou complexe comme l'amidon), en particulier en Europe de la betterave, du blé et de la canne à sucre (importée). Le biodiesel est issu de plantes produisant des triglycérides, comme le colza, le tournesol, le soja (importations brésiliennes) et la palme (importations indonésiennes et malaises), transesterifiées avec un alcool (typiquement du méthanol). Les agrocarburants proviennent donc de ressources végétales alimentaires, d'où leur dénomination « agro- », pour rappeler qu'ils sont issus des activités agricoles (la traduction littérale du terme anglais *biofuels*, « biocarburants », est progressivement abandonnée pour ne pas entretenir la confusion avec l'agriculture biologique). Leur origine alimentaire nourrit des polémiques éthiques et sociales (en particulier la polémique *food vs fuel*, nourriture contre carburant) alors qu'une part importante de la population mondiale souffre de la faim, tandis que leur usage intensif des sols et la quantité d'énergie nécessaire pour les produire sont susceptibles de remettre en question leur pertinence d'un point de vue environnemental. Ils peuvent néanmoins apporter une réponse partielle (via une diminution des émissions de gaz à effet de serre, GES) au réchauffement climatique et à l'usage du pétrole, sans nécessiter de grandes modifications au niveau des véhicules.

Les carburants de seconde génération sont un terme générique regroupant divers carburants dont les représentants principaux sont les carburants de synthèse. Ils sont obtenus en transformant une ressource en gaz de synthèse (on trouve parfois le mot-valise anglais *syngas*) composé de monoxyde de carbone et d'hydrogène. Celui-ci est ensuite transformé en un carburant possédant des caractéristiques adaptées à l'usage souhaité. Les carburants de synthèse les plus connus sont le DME (diméthyléther), les XtL (*x to liquid*, hydrocarbures linéaires de très grandes qualités) et l'éthanol de seconde génération. Parmi les XtL, on trouve le CtL (*coal to liquid*) issu du charbon, le GtL (*gas to liquid*) issu du gaz naturel et le BtL (*biomass to liquid*) issu de la biomasse. Le GtL permet d'utiliser du gaz naturel pour fabriquer des carburants de grande qualité et son intérêt principal est donc de substituer le pétrole par du gaz, afin d'augmenter la quantité de carburant pouvant être produite. Le BtL permet de mettre fin à certaines polémiques liées aux agrocarburants de première génération, en particulier la problématique *food vs fuel*, en utilisant de la biomasse non-alimentaire (miscanthus, peuplier, etc.) tout en présentant de meilleurs bilans d'émission de GES [4]. En revanche, le CtL présente un mauvais bilan en termes d'émissions [4] et n'est utilisé qu'en Afrique du Sud, où l'embargo sur le pétrole durant l'apartheid a motivé la

production de substituts aux carburants conventionnels. L'éthanol de seconde génération possède une composition similaire à la première génération mais les ressources utilisées diffèrent. Les sucres utilisés pour la fermentation sont remplacés par la cellulose (composant majoritaire des plantes) qui est transformée en sucres par des enzymes spécifiques. Cela permet, comme pour le BtL, de s'affranchir des ressources alimentaires. Hormis le CtL, les carburants de seconde génération ne sont pas encore une réalité industrielle.

L'hydrogène présente de nombreuses caractéristiques qui expliquent l'intérêt qui lui est porté. Il possède ainsi un très fort pouvoir calorifique massique et peut être brûlé dans un moteur à combustion moyennant quelques modifications. Ne contenant aucun carbone, il n'émet pas de CO₂ (contribuant à l'augmentation de l'effet de serre) durant sa combustion et permet de limiter les polluants aux oxydes d'azote. Le monoxyde de carbone, les hydrocarbures et les particules sont inexistantes, pour la même raison que pour le CO₂. Mais le plus grand intérêt de l'hydrogène réside dans la possibilité de l'utiliser en association avec une pile à combustible (pàc). La pàc permet de produire de l'électricité en utilisant de l'hydrogène et de l'oxygène qu'elle recombine en eau selon la réaction :



Cette réaction n'étant pas spontanée, la pàc requiert des métaux précieux, en particulier du platine, pour catalyser la réaction. Elle doit ensuite être associée à une chaîne de traction électrique permettant de mouvoir le véhicule. Les principaux avantages du couple pàc – moteur électrique sont son rendement, supérieur à celui du couple pétrole – moteur thermique [5], et le fait qu'il n'émet aucune pollution, seule de l'eau étant rejetée. Néanmoins, l'hydrogène possède plusieurs inconvénients qui font qu'il n'est pas encore adopté comme carburant de masse pour l'automobile (seule la Californie possède un réseau de stations). Tout d'abord, au niveau du véhicule, la pàc requiert de grandes quantités de platine pour fonctionner, rendant le coût d'un tel système prohibitif. De plus, bien que l'hydrogène possède une énergie importante par unité de masse, son très faible volume massique oblige à le comprimer pour obtenir des quantités suffisantes à bord du véhicule. Il faut ainsi le comprimer à des pressions standards de 350 ou 700 bar, permettant une autonomie entre 300 et 700 km avec un plein [5]. Le stockage de gaz à 350-700 bar à bord d'un véhicule implique de très fortes contraintes techniques. Toutefois, le principal inconvénient de l'hydrogène reste lié à sa production et à sa distribution. Étant fortement comprimé, sa distribution exigerait un réseau complet de pipelines qui serait complexe et coûteux à mettre en place. Par ailleurs sa production actuelle s'effectue grâce au craquage du méthane, procédé fortement émetteur de CO₂ fossile, relativisant ses gains environnementaux. Seule l'électrolyse de l'eau à partir d'électricité renouvelable permet d'obtenir de faibles émissions de GES, mais les rendements sont alors très faibles [4].

Le véhicule électrique avec batterie de traction est une autre alternative au moteur à combustion. Son principal intérêt réside dans son rendement très élevé en comparaison du moteur thermique [5] et son absence de pollution à l'usage. Son bilan

environnemental est lié à la source d'électricité utilisée, ce qui implique qu'il est possible de le rendre « vertueux » en l'associant avec des énergies renouvelables. De même, le bilan environnemental de ce type de véhicule est fortement dépendant de la zone où il est utilisé, les sources employées pour la production de l'électricité différant fortement entre les pays. Par ailleurs, son impact est amené à diminuer au fur et à mesure de son utilisation, les pays tendant à recourir à une quantité croissante d'électricité renouvelable. A plusieurs reprises, les constructeurs automobiles ont tenté d'introduire ce type de véhicules pour le grand public. Mais la faible autonomie liée aux médiocres capacités des batteries (de type plomb-acide) a limité leur succès et, par conséquent, ils sont restés un segment de niche. L'utilisation de batteries au lithium-ion, qui permet des autonomies plus élevées, relance actuellement ce type de véhicules auprès de la majorité des constructeurs, que ce soit sous la forme hybride (moteur électrique couplé à un moteur thermique) ou électrique seule, Renault étant celui ayant le plus misé sur le véhicule tout électrique (l'alliance Renault – Nissan a annoncé un investissement de quatre milliards d'euros dans cette technologie).

2 L'impact de l'automobile sur l'environnement

Le développement de l'automobile est à l'origine de nombreux impacts sur l'environnement. Les différentes sections qui suivent ont pour objectif de décrire les principaux impacts.

2.1 L'épuisement des ressources énergétiques

Durant la majeure partie de son histoire, l'humanité a considéré la planète comme une réserve illimitée de ressources. Effectivement, compte-tenu de son utilisation presque exclusive de sources renouvelables et de sa faible consommation d'énergie et de minerais, elle n'exerçait pas d'influence sur l'état des ressources à l'échelle du globe. C'est à partir de la révolution industrielle au XIX^e siècle qu'elle a commencé à s'affranchir des cycles naturels à une vitesse sans précédent. Cette révolution s'est effectuée grâce à la production d'énergie sous forme de vapeur à partir du charbon. Par la suite, l'utilisation du pétrole, du gaz puis de l'uranium est venue compléter la quantité d'énergie disponible, dont la demande allait croissante. Le XX^e siècle a ainsi vu des progrès considérables, rendus possibles par une utilisation croissante de l'énergie, liée à son faible coût, et entraînant au passage une augmentation exponentielle de la population. Cette grande disponibilité de l'énergie a permis de développer les transports, produire la chaleur nécessaire aux industries et au chauffage et a conduit à la démocratisation de l'accès à l'électricité, celle-ci étant dorénavant présente partout et remplaçant le travail humain dans des applications toujours plus nombreuses (tout du moins dans les pays de l'OCDE, Organisation de développement et de coopération économiques). La quantité d'énergie par personne est en constante augmentation, même actuellement, passant de 1,56 tonne équivalent-pétrole (tep) en 1973 à 1,80 tep en 2009 [6].

Les principales ressources énergétiques utilisées sont le pétrole, le gaz naturel et le charbon, qui ont progressivement remplacé les ressources renouvelables, celles-ci

représentant dorénavant une faible part de l’énergie primaire utilisée dans le monde. Le tableau 1 présente les principales énergies utilisées (production primaire) à l’échelle mondiale, en 1973 et en 2009 [6]. La part du charbon, de l’hydraulique et des énergies renouvelables (EnR, hors hydraulique, les renouvelables à l’échelle mondiale correspondent à la biomasse et aux déchets, les autres sources étant marginales) sont restées constantes entre 1973 et 2009. Le pétrole a diminué pour faire place à une utilisation croissante du gaz naturel et de l’uranium. De fait, bien que le pétrole utilisé pour les transports soit en constante augmentation, il a fortement diminué pour la production d’énergie et de chaleur au profit d’énergies moins chères ou moins polluantes. Malgré sa très forte progression, le nucléaire ne représente que 6% de l’énergie primaire à l’échelle mondiale.

Année	Charbon	Pétrole	Gaz nat.	Uranium	Hydro.	EnR	Autres
1973	1 503 (25%)	2 811 (46%)	978 (16%)	55 (<1%)	110 (2%)	648 (11%)	6 (<1%)
2009	3 305 (27%)	3 985 (33%)	2 539 (21%)	705 (6%)	279 (2%)	1 239 (10%)	97 (<1%)

TABLEAU 1 – production d’énergie primaire (en Mtep.an⁻¹) dans le monde, selon la ressource [6]

Il est apparu dans la seconde moitié du XX^e siècle que certaines de ces ressources n’étaient pas renouvelables à l’échelle d’une vie humaine et risquait donc de venir à manquer. En effet, le charbon, le pétrole et le gaz naturel utilisés sont irrémédiablement perdus. Contrairement aux ressources minérales, dont on peut tenter de prolonger les réserves en développant leur recyclage (ce qui est déjà le cas pour de nombreuses ressources telles le cuivre, l’acier, le plomb, etc.), l’utilisation des ressources énergétiques fossiles s’accompagne de leur destruction, selon l’équation suivante :



Dans l’équation 2, C_xH_y représente n’importe-quelle ressource énergétique fossile composée d’hydrocarbures (C_xH_y). La combustion de ces ressources donne majoritairement de l’eau (H₂O) et du dioxyde de carbone (CO₂), non réutilisables pour la production d’énergie. Les ressources fossiles se sont formées principalement au carbonifère dans des conditions biologiques et climatiques particulières et leur vitesse de consommation est largement supérieure à leur vitesse de renouvellement actuelle. Cette problématique a d’abord été exposée avec l’épuisement de certains champs pétrolifères américains par le géologue Marion King HUBBERT en 1956. Celui-ci a annoncé le déclin de ces champs en suivant une courbe en cloche caractéristique : dans un premier temps, une augmentation de la production des champs, suivie d’une phase maximale puis d’un déclin jusqu’à l’épuisement total. La phase de production maximale, lorsque la production est irrémédiablement amenée à diminuer, a été surnommée « Pic de Hubbert » (Cf. figure 1).

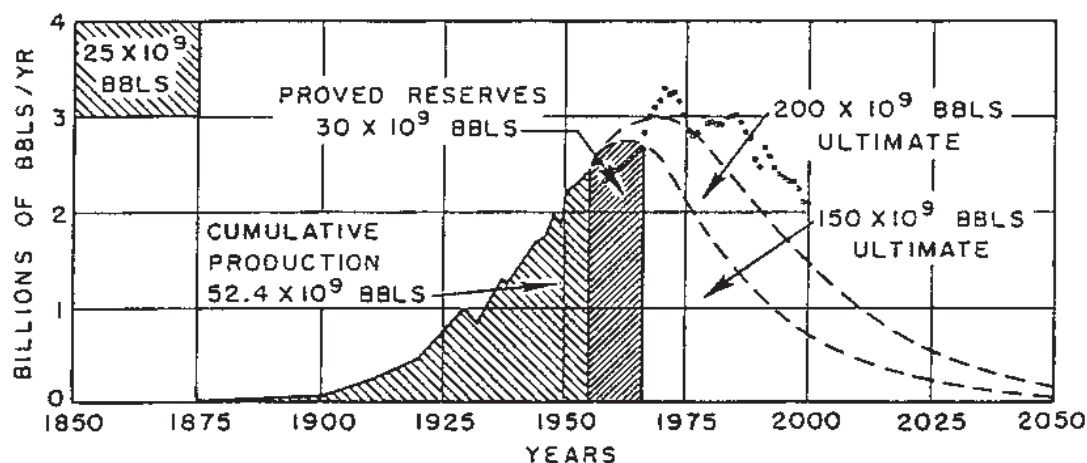


FIGURE 1 – pic de Hubbert tel que publié en 1956 [7]

Le pic de Hubbert a rapidement été étendu à l'ensemble des réserves pétrolifères de la planète (on parle alors fréquemment de « *peak oil* ») puis à l'ensemble des ressources non renouvelables. Il est important de distinguer les ressources des réserves. Le terme « ressources » représente l'intégralité de la matière considérée, qu'elle soit exploitable ou non et prouvée ou non. Les réserves regroupent l'ensemble des ressources connues et exploitables. Par conséquent, bien que la quantité de ressources ne puisse pas théoriquement bouger à l'échelle de la planète, les réserves sont dépendantes des découvertes effectuées, des technologies d'extraction disponibles et du coût consenti pour leur extraction. De fait, entre 1980 et 2010, les réserves de pétrole et de gaz ont constamment augmenté (Cf. figure 2). Dans le cas du pétrole, ces augmentations sont liées à la découverte de nouveaux champs ainsi qu'à l'amélioration des technologies, permettant par exemple l'extraction des schistes bitumineux. La date du *peak oil* est de fait fortement contestée, certains considérant qu'il s'est déjà produit, d'autres qu'il se produit actuellement et d'autres encore qu'il se produira dans les décennies à venir.

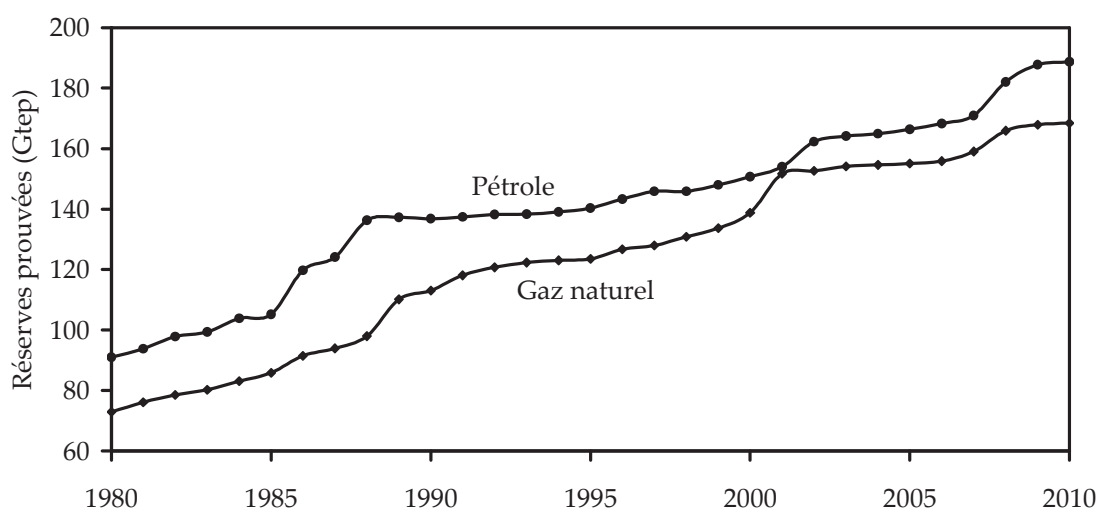


FIGURE 2 – réserves mondiales prouvées de pétrole et de gaz naturel, d'après [8]

L’exploitation des ressources et leur épuisement mettent en péril leur utilisation par les générations futures. De plus, les ressources fossiles sont très inégalement réparties à la surface du globe, menant à des tensions géopolitiques. Les pays consommateurs et les pays producteurs étant rarement les mêmes, l’énergie est une des composantes majeures des enjeux géopolitiques actuels. Les fortes tensions entre la Russie, l’Ukraine et l’UE, liées au gaz naturel, ou les conflits autour du golfe Persique en sont autant d’illustrations. Le tableau 2 présente la répartition des réserves selon les zones géographiques (premier nombre) ainsi que la consommation de chacune des ressources (second nombre). À titre d’exemple, la région Asie – Pacifique possède 3,3% des réserves en pétrole tout en consommant 31,5% de la production mondiale.

Région	Pétrole	Gaz naturel	Charbon
Amérique du nord	5,4% - 25,8%	5,3% - 26,9%	28,5% - 15,6%
Amérique du sud et centrale	17,3% - 7,0%	4,0% - 4,7%	1,5% - 0,7%
Europe et Eurasie	10,1% - 22,9%	33,7% - 35,8%	35,4% - 13,7%
Moyen-Orient	54,4% - 8,9%	40,5% - 11,5%	3,8% - 2,9%
Afrique	9,5% - 3,9%	7,8% - 3,3%	
Asie et Pacifique	3,3% - 31,5%	8,7% - 17,8%	30,8% - 67,1%

TABLEAU 2 – répartition des réserves et de la consommation d’énergie fossile [8]

L’épuisement des ressources, des réserves d’énergie et de minerais (que l’on peut regrouper sous le terme ressources « abiotiques », par opposition à l’eau et à la biomasse) peut être quantifié en utilisant différentes grandeurs. Dans un premier temps l’état des réserves et des ressources détermine la quantité, à un instant t , de matière disponible. La quantité consommée en un an par les activités anthropiques détermine une vitesse de consommation. Celle-ci, associée aux réserves ultimes, permet de calculer la durée de vie des réserves, en années de consommation au rythme tel que retenu à l’instant t . Il est toutefois complexe de donner une durée de vie correspondant à une ressource donnée, les réserves étant difficiles à estimer et pouvant changer au rythme des découvertes et avancées technologiques. De même, l’indicateur calculé n’a de valeur que si la vitesse d’exploitation calculée au temps t n’est pas amenée à trop varier durant la durée de vie estimée.

À l’échelle de l’UE-27, les transports routiers représentaient en 1990 44% de la consommation de pétrole et 52% en 2009 [9], augmentant ainsi de 8%. Bien que la consommation de pétrole liée à l’automobile ait baissé entre 2008 et 2009, elle reste moins rapide que la diminution générale de consommation.

2.2 Le réchauffement climatique

2.2.1 L’effet de serre

Il convient de distinguer l’effet de serre du phénomène de réchauffement climatique, bien que ces deux termes soient fréquemment utilisés comme synonymes. L’effet de serre est un phénomène naturel, sans lequel la température à la surface de la Terre serait très inférieure à celle mesurée actuellement. Il a été identifié pour la première

fois par Joseph FOURIER en 1824, qui compare l'atmosphère à une serre qui augmente la température [10]. Durant les années 1860, John TYNDALL suggère qu'une « enveloppe » de vapeur d'eau et de CO₂ élève la température à la surface de la Terre. Il étaye sa théorie en démontrant, à l'aide de mesures spectroscopiques, que ces deux gaz possèdent la propriété d'absorber les rayons infrarouges (IR) et donc de « piéger » la chaleur dans l'atmosphère [11]. Sans l'effet de serre, la température à la surface de la Terre serait inférieure à 0°C et il n'y aurait donc pas d'eau liquide. Sachant que la vie, telle qu'est s'est développée sur la Terre, requiert la présence de cette dernière, l'effet de serre est donc un phénomène indispensable.

Les rayons du Soleil qui parviennent sur Terre sont principalement émis dans le domaine du visible et de l'ultraviolet (UV-V). En fonction de l'albédo (indice de réflexion d'une surface donnée), environ un tiers du rayonnement atteignant la surface terrestre est directement réfléchi. L'albédo varie fortement selon le type de surface, de quelques pourcents pour l'eau pure à 100% pour la neige sèche pure [12]. Le rayonnement non réfléchi est absorbé par la Terre mais l'énergie absorbée est ensuite réémise, majoritairement sous forme de rayonnement IR. En effet, la Terre, plus froide que le soleil, émet principalement dans un spectre de longueurs d'onde plus longues. Si ce rayonnement n'était pas intercepté par l'atmosphère, il serait émis vers l'espace et aurait donc peu d'impact sur la température à la surface. Cependant, comme décrit par FOURIER, l'atmosphère en absorbe une partie. En faisant cela, elle s'échauffe et réémet à son tour des IR vers la Terre, permettant l'élévation de la température à la surface de cette dernière : il s'agit de l'effet de serre. La figure 3 résume l'effet de serre sous forme d'un schéma :

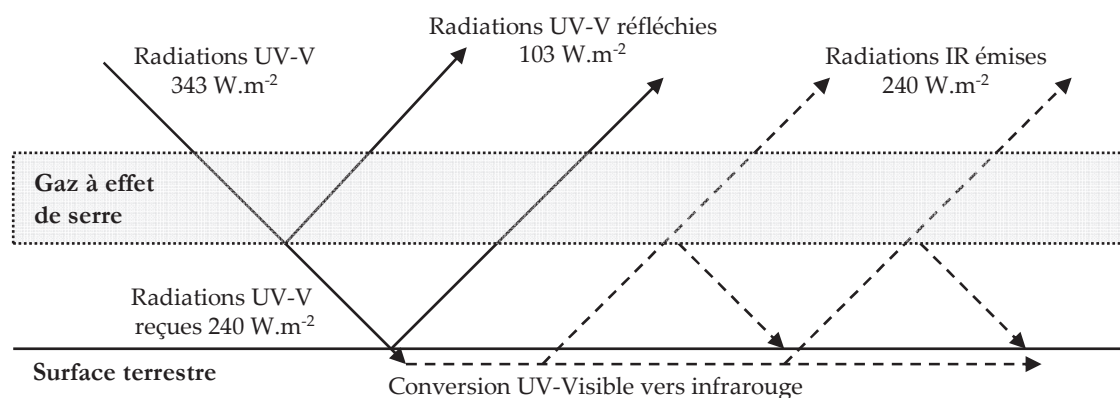


FIGURE 3 – bilan radiatif naturel et effet de serre, d'après [13]

Les deux principaux constituants de l'atmosphère, l'azote (N₂) et l'oxygène (O₂), n'absorbent pas le rayonnement IR émis par la Terre. L'effet de serre est donc lié à un nombre restreint de gaz, dénommés *ipso facto* « gaz à effet de serre » (GES). Les deux principaux GES sont l'eau et le CO₂. L'eau, sous forme de vapeur ou de nuages, est responsable de 72% de l'effet de serre naturel, le CO₂ représentant la majeure partie du reste [13]. D'autres gaz, présents naturellement dans l'atmosphère, jouent un rôle plus mineur. Il s'agit de l'ozone (O₃), du méthane (CH₄) et du protoxyde d'azote (N₂O). La concentration de ces différents gaz dans l'atmosphère détermine l'ampleur de l'effet de serre.

2.2.2 Le réchauffement climatique

En temps normal, la concentration en GES est en équilibre dans l'atmosphère. En effet, l'eau est à la fois émise par différents processus naturels (évaporation, respiration, etc.) et retirée de l'atmosphère via les précipitations, selon un cycle équilibré. De même, le CO₂ émis par la respiration ou la combustion de matière organique est normalement récupéré par les océans (formation de carbonates) et la biosphère (photosynthèse). Les activités anthropiques possèdent un impact négligeable sur le cycle global de l'eau, les quantités de vapeur d'eau émises n'étant pas significatives au regard de l'évaporation naturelle se produisant au dessus des océans. En revanche, depuis la révolution industrielle, les concentrations en CO₂ dans l'atmosphère ont fortement augmenté, de manière corrélée avec la température. Le réchauffement climatique est le terme désignant cette élévation globale de température. L'augmentation de CO₂ est liée à la combustion des ressources fossiles contenant du carbone (le pétrole, le gaz naturel et le charbon) et est très probablement à l'origine, au moins d'une partie non négligeable, du réchauffement climatique [14]. L'origine anthropique du réchauffement climatique a été scientifiquement acceptée dès les années 1970 [15], et confortée par la suite par les travaux du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) [14]. Aussi, bien que certaines voies s'élèvent pour dénoncer cette mise en cause des activités humaines [16], [17], on peut considérer que cette hypothèse est dorénavant consensuelle au sein de la communauté scientifique.

En plus du CO₂, les émissions de CH₄ et de N₂O sont aussi en augmentation, du fait des activités anthropiques. Par ailleurs, de nouveaux gaz possédant un fort potentiel d'absorption du rayonnement IR, non présents naturellement, ont été introduits dans l'atmosphère : il s'agit des composés fluorés. Afin d'évaluer l'impact de ces différents gaz, le GIEC propose des valeurs de potentiels de réchauffement global, plus connus sous leur appellation anglaise *global warming potentials* (GWP), qui déterminent le forçage radiatif intégré dans le temps d'un kilogramme d'un GES par rapport au CO₂, GES de référence. Le forçage radiatif correspond au potentiel d'un gaz à « piéger » la chaleur dans l'atmosphère et son intégration dans le temps est nécessaire car tous les GES ne possèdent pas la même durée de vie. Le tableau 3 présente les GWP des principaux GES tels que définis par le GIEC. On constate ainsi que le GWP du CO₂ est toujours égal à 1, quel que soit l'horizon de temps considéré, car il s'agit du gaz de référence. Ensuite, les valeurs de GWP pour un même gaz diffèrent selon l'horizon de temps. Par exemple, le CH₄, qui possède un fort potentiel radiatif mais une courte durée de vie en comparaison du CO₂, possède un GWP qui diminue à mesure que l'horizon de temps considéré croît. Les GWP sont exprimés en kilogramme de CO₂ équivalent, noté kg CO₂-éq.

Molécule	Durée de vie	GWP _{20 ans}	GWP _{100 ans}	GWP _{500 ans}
CO ₂	100 ans	1	1	1
CH ₄	12 ans	72	25	7,6
N ₂ O	114 ans	289	298	153

TABLEAU 3 – valeurs des GWP (kg CO₂-éq.) des trois principaux GES [13]

Les émissions de GES d'origine anthropique n'ont pas cessé d'augmenter durant les dernières années. Elles sont ainsi passées de 28,7 Gt CO₂-éq. en 1970 à 49,0 Gt CO₂-éq. en 2004 [18]. Le CO₂ représente de loin le gaz le plus important et la majorité de ses émissions provient de la combustion des énergies fossiles ($\approx 57\%$ des émissions totales de GES). Le CH₄ et le N₂O sont responsables respectivement de 14% et 8% des émissions de GES. Les gaz fluorés, bien que possédant des GWP très élevés (le HFC-23 possède par exemple un GWP_{100 ans} égal à 14 800 kg CO₂-éq.), ont un impact faible car les quantités émises sont extrêmement modestes en comparaison des autres gaz. La figure ci-dessous récapitule les émissions de GES par an à l'échelle mondiale en fonction du temps et de la famille de gaz considérée.

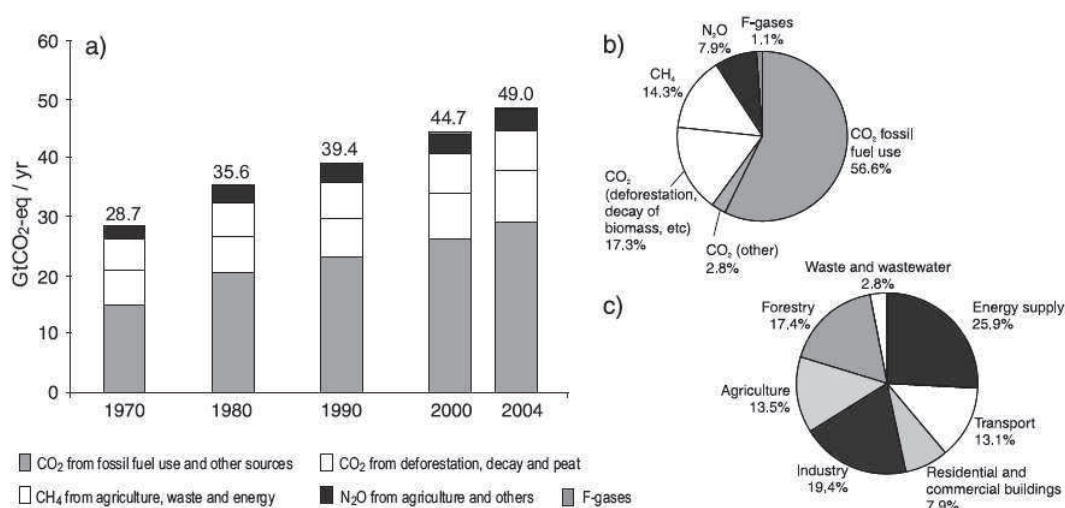


FIGURE 4 – quantités, types et origine des GES de 1970 à 2004 [18]

La figure 4 présente aussi l'origine des différents GES anthropiques. Le N₂O provient majoritairement de l'épandage des engrais azotés pour l'agriculture. Ainsi, lorsque les engrais sont pulvérisés, une partie de l'azote est assimilée par la plante, une partie est lessivée et migre dans le milieu aquatique et une partie se volatilise dans l'atmosphère, sous forme d'ammoniac (NH₃) et de N₂O. Les quantités de N₂O émises sont complexes à mesurer et ne peuvent être estimées que par calcul, considérant qu'il n'est pas possible de mesurer toutes les émissions de N₂O sur toutes les terres cultivées. Aux émissions liées à l'agriculture s'ajoutent celles liées à l'élevage et aux activités de combustion, qui représentent un apport faible, ainsi que celles d'origine naturelle liées aux sols et aux océans [19]. Le cycle est normalement équilibré, le N₂O quittant la troposphère pour aller dans la stratosphère (une fraction non connue est aussi absorbée par les océans et les sols). Toutefois, du fait des émissions anthropiques, une

partie s'accumule dans les couches basses de l'atmosphère et peut donc accroître l'effet de serre.

Le CH₄ a pour origine trois activités. La première provient de la digestion des ruminants, qui s'effectue entre autres grâce à des bactéries anaérobies méthanogènes. L'intensification de l'élevage et l'élévation constante de la quantité de viande dans les régimes alimentaires humains est donc à l'origine d'une augmentation des concentrations de CH₄ dans l'atmosphère. Le CH₄ est aussi émis par la décomposition de matière organique dans des conditions anaérobies. Ces conditions sont réunies, soit de manière naturelle dans les milieux de type marais et tourbe, soit par la décomposition des déchets organiques générés par l'homme (bien qu'une part croissante du méthane produit soit capturée afin d'être utilisée comme combustible ; on parle alors de biogaz). Enfin, la troisième source de CH₄ est l'extraction des hydrocarbures fossiles, qui laisse s'échapper une partie contenue dans les gisements (théoriquement le moins possible, le CH₄ posant des problèmes de sécurité). De plus, la combustion des hydrocarbures n'étant jamais parfaite, une partie est émise imbrûlée et ces imbrûlés peuvent contenir du CH₄.

Les gaz fluorés servent de réfrigérants dans diverses applications. En effet, ils possèdent des qualités qui leur ont permis de progressivement se substituer aux différents gaz utilisés auparavant pour produire du froid (via le principe de compression / détente d'un gaz). Ils sont économiques à produire, inodores, ininflammables, inertes et peuvent, selon leur nature, avoir des caractéristiques physicochimiques très différentes permettant ainsi une grande diversité d'applications. Ils peuvent se subdiviser en plusieurs catégories dont les principales sont les chlorofluorocarbures (CFC), les hydrochlorofluorocarbures (HCFC) et les hydrofluorocarbures (HFC). Les CFC sont des alcanes auxquels tous les atomes d'hydrogène ont été substitués par du chlore tandis que la substitution est partielle pour les HCFC. Leur très fort impact sur la couche d'ozone a conduit à leur interdiction mondiale via le protocole de Montréal. Ils sont donc remplacés actuellement par les HFC, qui ne contiennent pas de chlore. Ces derniers ne présentent pas de danger pour la couche d'ozone mais sont, comme les gaz qu'ils remplacent, de puissants GES.

Le CO₂ est principalement émis par les activités de combustion des énergies fossiles et de déforestation. Hors activités anthropiques, le cycle du carbone est normalement globalement à l'équilibre. Toutefois, les activités humaines, par la combustion du carbone fossile, émettent plus de CO₂ que n'en sont capables d'absorber les puits naturels que constituent les océans et la biomasse (même si les émissions anthropiques sont faibles, elles sont suffisantes pour provoquer un déséquilibre significatif). La combustion des énergies fossiles a pour but la production d'énergie, que celle-ci soit thermique ou bien transformée en électricité ou en travail mécanique. En 2004, le transport représentait à l'échelle de la planète environ 13% des émissions de GES (en CO₂-eq) [18] et le transport routier représente plus de 90% de ces émissions. En 2009, à l'échelle de l'UE-27, le transport représentait 24% des émissions de GES et le transport routier représentait 74% de ces 24% [20]. La réduction des émissions de CO₂ liées à

L'automobile est donc particulièrement importante dans le cadre de la lutte contre le réchauffement climatique.

2.3 L'acidification

L'acidification est le terme décrivant un type de pollution atmosphérique lié au dépôt d'acides sur les sols et dans l'eau. Elle peut recouvrir différentes formes et être sèche (gaz, particules et aérosols) ou liquide (pluie, neige, brouillard, etc.), cette dernière forme étant la plus connue du grand public du fait de la médiatisation des effets des pluies acides dans les années 1990. L'acidification est principalement liée aux émissions de trois gaz : les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2) et l'ammoniac (NH_3). Lors de leur émission, ces gaz peuvent se déposer en retombant sur le sol : il s'agit du dépôt sec. En présence d'eau, les NO_x et le SO_2 peuvent réagir pour former des acides, respectivement nitrique et sulfurique. Ils peuvent aussi réagir directement avec l'eau présente dans l'atmosphère. Ils se déposent alors dans le sol via les précipitations (dépôt humide). Le NH_3 peut, une fois dans le sol, former de l'acide nitrique. La figure 5 récapitule le phénomène d'acidification.

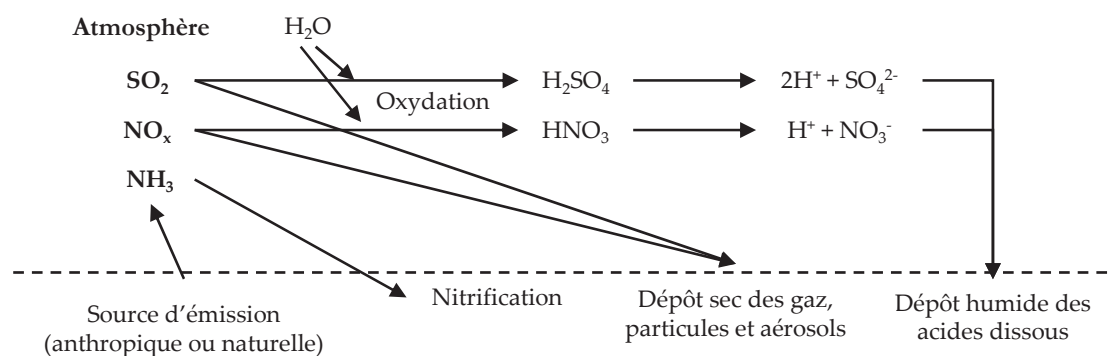


FIGURE 5 – l'acidification, adaptée d'après [21]

Les effets de l'acidification ont été mis en évidence dans les années 1980 lorsque le lien entre le déclin des forêts allemandes constaté depuis plusieurs années et les pluies acides a été démontré [22]. Le dépôt d'éléments acidifiant dans le sol ne présente pas nécessairement d'impact environnemental visible car l'acidification effective des sols ne se produit que lorsque les acides sont en excès dans le milieu. L'acidification dépend donc des capacités tampons du milieu et l'écosystème y devient sensible lorsque la charge acidifiante reçue de l'atmosphère est supérieure à la charge critique du milieu [23]. La notion de charge critique se définit de la manière suivante : il s'agit de la concentration maximale d'une molécule ne causant pas de changements géochimiques amenant des effets néfastes sur la structure et les fonctions d'un écosystème [24]. L'acidification a pour effet principal la dissolution des éléments nutritifs contenus dans le sol et leur lessivage lors des précipitations. Cela induit leur migration du sol vers le milieu aquatique et ils ne sont alors plus disponibles pour la flore qui, faute de nutriments en quantité suffisante, décline (on peut constater cet effet, à petite échelle, au pied des conifères qui acidifient naturellement le sol). A cet effet s'ajoute la baisse du pH du sol à laquelle certaines espèces sensibles ne sont pas en mesure de s'adapter.

L'acidification est donc une pollution qui touche principalement la flore via des changements géochimiques du sol. Elle est liée aux émissions atmosphériques de NO_x , de SO_2 et de NH_3 , qui possèdent différentes origines anthropiques. Le NH_3 a pour origine principale l'agriculture et ses émissions en Europe sont relativement stables depuis 1990. Le SO_2 et les NO_x ont une origine commune et sont produits par les activités de combustion. Le SO_2 est issu de la réaction du soufre contenu dans le combustible avec le dioxygène de l'air tandis que les NO_x proviennent à la fois de l'oxydation de l'azote du combustible mais aussi de l'azote atmosphérique dans certaines conditions de pression et température. Le SO_2 constituait le gaz acidifiant majoritaire durant les années 1990 où il a toutefois connu une diminution drastique grâce à la désulfuration des combustibles et aux techniques de dépollution des centrales et installations industrielles. Le transport routier émet de très faibles quantités de SO_2 , du fait de la suppression progressive du soufre à mesure que la dépollution des véhicules se faisait plus drastique (les carburants utilisés en UE-27 contiennent dorénavant moins de 10 mg.kg^{-1} de soufre, [25]). À partir de la fin des années 1990, les émissions de NO_x sont devenues plus importantes que celles de SO_2 . Parallèlement, les émissions du transport routier diminuent faiblement, représentant en 2009 42% des émissions de NO_x en UE-27 [26]. L'impact des véhicules est donc très significatif sur l'acidification et en faible baisse, même si les dommages associés à l'acidification ont diminué grâce à la diminution importante (-80% entre 1990 et 2009) des émissions de SO_2 . La figure 6 présente les émissions de SO_2 , NO_x et NH_3 de 1990 à 2009, en séparant la part du transport routier.

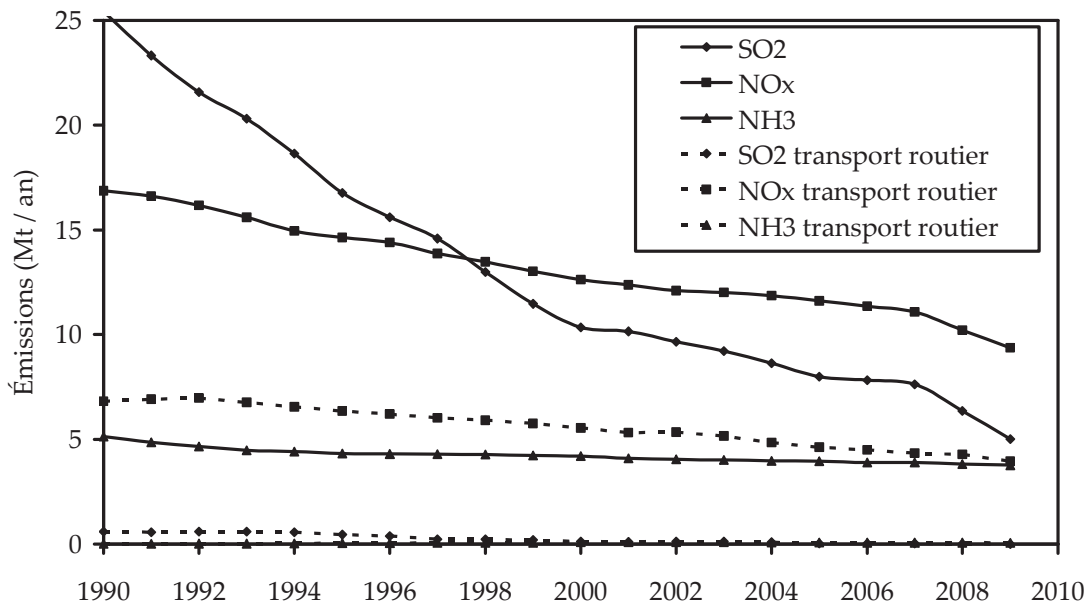
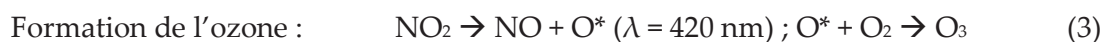


FIGURE 6 – émissions de gaz acidifiants en UE-27 et part du transport routier [26]

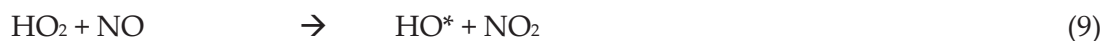
2.4 L'ozone photochimique troposphérique

La création d'ozone photochimique troposphérique est le phénomène de formation d'ozone dans les couches basses de l'atmosphère (troposphère). On se réfère parfois à ce phénomène sous le nom de smog d'été (le terme « smog » provenant de la contraction des mots anglais *smoke* et *fog*, fumée et brouillard, Cf. §2.5) car ses manifestations les plus visibles ont généralement lieu d'avril à octobre (dans les pays de l'hémisphère nord où ces mois correspondent à la période la plus chaude de l'année). L'O₃ est une molécule oxydante très réactive et donc particulièrement irritante pour les voies respiratoires. Les premiers symptômes lors de l'inhalation de l'O₃ sont une gêne respiratoire ainsi qu'une toux causées par l'irritation des bronches. Une exposition chronique entraîne une diminution de la capacité pulmonaire, des toux et des phlegmes (pituites) chroniques [27] ainsi que des maladies respiratoires augmentant la morbidité et la mortalité. La flore est aussi très sensible à l'O₃ car celui-ci attaque la surface des feuilles voire pénètre dans ces dernières via leurs stomates. Le taux de chlorophylle des plantes affectées par l'O₃ diminue ce qui fait décroître leur capacité à correctement effectuer la photosynthèse. On observe alors un jaunissement des feuilles voire une nécrose. Ces phénomènes ne doivent pas être confondus avec la destruction de l'O₃ stratosphérique (dont l'exemple le plus connu est le « trou » au dessus de l'Antarctique) qui est une couche interceptant les rayonnements UV solaires nocifs.

Les mécanismes de formation de l'O₃ photochimique sont complexes et peuvent apparaître à différentes échelles de temps et d'espace. La pollution à l'O₃ photochimique peut ainsi se produire à de larges échelles dans tous les types de milieux [28] mais l'on peut arbitrairement la séparer en deux catégories en Europe : la formation d'O₃ à des concentrations faibles mais sur une large zone géographique et les « pics » d'O₃ se produisant généralement dans les zones urbaines et périurbaines sous certaines conditions météorologiques. On trouve aussi une pollution forte à l'O₃ en Asie du sud-est apparaissant durant toute une saison [29]. En dépit de ces différences, les mécanismes régissant ces différents phénomènes sont les mêmes. L'O₃ n'est pas directement émis par les activités anthropiques mais sa formation est gouvernée par deux réactions-clés : la photolyse du dioxyde d'azote (NO₂) et la réaction de l'oxygène atomique O* avec le dioxygène O₂ [30]. Sous l'effet de la lumière, NO₂ peut ainsi se dissocier en monoxyde d'azote (NO) et en oxygène atomique (O*), ce dernier pouvant se recombinaison avec le dioxygène pour former de l'ozone O₃. C'est donc NO₂ qui est responsable de la formation de l'ozone. Toutefois, NO₂, émis par les activités de combustion, n'est généralement pas émis seul mais avec du monoxyde d'azote NO, la somme des deux étant dénommée simplement « oxydes d'azote » (NO_x). Or, NO a la faculté de réagir avec l'O₃ pour reformer NO₂ et O₂. C'est donc le ratio NO / NO₂ ainsi que la lumière qui influencent la formation ou la destruction d'ozone. Ces phénomènes sont résumés dans les équations suivantes [30] :



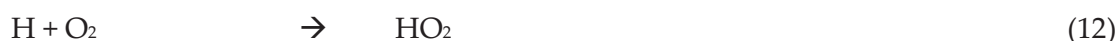
Les cinétiques des réactions (3) et (4) déterminent s'il se forme de l'O₃ ou s'il est détruit. Or elles sont normalement favorables à la destruction de l'O₃ et n'expliquent donc pas à elles seules sa formation dans les basses couches de l'atmosphère. Par conséquent, il est nécessaire que la réaction (3) soit catalysée par d'autres molécules, appelées « pompes à NO₂ » : le monoxyde de carbone (CO) et principalement les composés organiques volatils (COV). Ces derniers réagissent avec les radicaux hydroxyles HO* présents dans les basses couches de l'atmosphère en présence de lumière et permettent de catalyser la formation de l'O₃ en formant du NO₂ et en détruisant le NO selon la chaîne de réactions suivantes (les COV sont représentés par la formule R-CH₃, où R représente un radical quelconque) :



Les équations (5) à (9) peuvent se simplifier, mettant en évidence la destruction de NO et la formation de NO₂ via les COV :



Le CO peut aussi mener à la production de HO₂, via les réactions (11) et (12). La réaction (9) qui s'ensuit forme du NO₂.



Lors d'un fort ensoleillement, d'un faible brassage de l'air (vent faible et inversion de température empêchant la dispersion) et d'émissions importantes de NO_x et de COV, ces réactions peuvent provoquer des pics d'O₃, épisodes durant lesquels les concentrations dépassent les seuils préconisés par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). L'O₃ ayant une vie courte, il se disperse peu et les épisodes de pics sont donc limités dans le temps et cantonnés aux grandes agglomérations et autour. Néanmoins, de l'O₃ se forme aussi à des concentrations plus faibles mais sur de larges zones géographiques et il est donc nécessaire que d'autres phénomènes permettent sa formation en dehors des zones d'émission des NO_x. Le premier phénomène est lié au fait que la formation d'O₃ requiert de la lumière. Or, les émissions de NO_x, même si elles diminuent, ne s'arrêtent pas durant la nuit. Le NO₂ émis peut alors se disperser autour de la source d'émission en fonction des conditions météorologiques. Une fois le jour levé, les réactions de formation d'O₃ peuvent réapparaître, en particulier si le NO₂ s'est dispersé dans une zone où sont émis des COV (telles que les forêts, qui émettent naturellement des COV de la famille des terpènes). Ce phénomène explique la

formation de l'ozone autour des zones urbaines. Toutefois, pour que l'O₃ se disperse à l'échelle régionale et même continentale, il est nécessaire de faire apparaître une réaction supplémentaire. Ainsi, parallèlement aux réactions (5) à (9), certains COV peuvent réagir sous l'action de la lumière du soleil avec le NO₂ et le dioxygène pour former des peroxyacylnitrates (PAN). La réaction simplifiée de formation du PAN est la suivante :



Le PAN possède une durée de vie importante et peut donc se disperser loin de sa source de formation. De plus, il se dissocie lentement en COV et en NO₂, permettant de former de l'O₃ loin des zones d'émissions de NO_x. Le PAN est donc le facteur principal permettant d'expliquer l'élévation moyenne des concentrations d'O₃ en dehors des foyers primaires de production.

La pollution par l'O₃ est reconnue par l'Agence européenne de l'environnement (AEE) comme l'un des deux types de pollution atmosphérique prioritaires en Europe [31] (l'autre étant la pollution particulaire, Cf. §2.5). En UE-27 en 2009, un grand nombre de stations de mesures ont présenté des taux supérieurs aux seuils d'exposition définis par l'AEE et l'OMS (Organisation mondiale de la santé) durant plus de 25 jours [31]. De même, en 2009, environ 90% de la population urbaine européenne a connu au moins un jour où les seuils ont été dépassés et pour environ 15% les seuils ont été dépassés durant plus de 25 jours. Le transport routier joue un rôle important dans cette pollution à l'ozone puisqu'il était responsable en 2009 de 38% des émissions de NO_x, 15% des émissions de COV non méthaniques et 31% des émissions de CO en UE-27 [32].

2.5 La pollution particulaire

La pollution particulaire regroupe des particules de composition et de taille très diverses. Le premier épisode qui a permis de faire le lien entre la pollution atmosphérique et ses effets morbides et létaux est le phénomène de pollution qui a eu lieu à Londres en 1952 [33]. Durant plusieurs jours, un important brouillard de particules s'est abattu sur Londres, provoquant un grand nombre de décès et une augmentation de la morbidité. Cet épisode a donné lieu au terme « smog », désignant communément de nos jours les pics de particules (smog dit « d'hiver », par opposition au smog d'été formé d'ozone) sur lesquelles se condense l'eau atmosphérique (brouillard). Les particules regroupent des composés très divers mais elles sont généralement triées selon leur diamètre sous l'appellation PM (de l'anglais *particulate matter*). On parle ainsi de PM₁₀ (diamètre inférieur à 10 µm), de PM_{2,5} (diamètre inférieur à 2,5 µm, particules dites « fines ») et de PM_{1,0} (diamètre inférieur à 1 µm, particules dites « très fines »).

Les particules peuvent aussi être classées selon deux types : les particules primaires et les particules secondaires. Les particules primaires sont émises directement dans l'environnement tandis que les secondaires (inorganiques) résultent de la

transformation de gaz, principalement le SO₂ et les NO_x. Une fois émis dans l'atmosphère, ces derniers peuvent être oxydés en acides sulfuriques et nitriques (Cf. §2.3). L'acide sulfurique peut ensuite subir une nucléation double H₂SO₄-H₂O ou triple H₂SO₄-H₂O-NH₃, formant des PM_{1,0} secondaires [34]. L'acide nitrique peut subir le même type de réaction, formant aussi des particules secondaires inorganiques. Les COV, dans certaines conditions, peuvent aussi former le même type de particules. Dans une atmosphère « propre », leur oxydation tend à les rendre plus volatils et ne leur permet pas de jouer un rôle dans la formation de particules. Cependant, certains radicaux produits lors de la catalyse de l'O₃ photochimique peuvent mener à des composés solubles pouvant former des particules [35]. Les mécanismes sont toutefois moins évidents que pour les NO_x et le SO₂.

Les effets de la pollution particulaire sont complexes à évaluer mais constituent un des deux types de pollution prioritaires en UE-27 (l'autre étant l'ozone photochimique, Cf. §2.4). En effet, en 2011, la population urbaine exposée à des concentrations en particules supérieures aux seuils fixés par l'OMS était de 80 à 90% en 2009 [31]. La toxicité des particules est à la fois liée à leur composition chimique (Cf. §2.6.2.6) et à leur diamètre, ce dernier déterminant leur absorption par les organismes récepteurs. De fait, les particules les plus grosses vont être arrêtées par le nez où éjectées rapidement par la toux. Ces particules ne peuvent donc pas pénétrer dans l'organisme. Les PM₁₀ sont appelées « particules thoraciques » car elles peuvent pénétrer dans les bronches. Les PM_{2,5} sont quant à elles dénommées « particules alvéolaires » car elles peuvent pénétrer jusqu'aux alvéoles pulmonaires où elles sont susceptibles de provoquer des dommages plus importants. Elles peuvent ainsi engendrer des nécroses des tissus dans lesquels elles pénètrent, engendrant des lésions pouvant aller de l'irritation au cancer du poumon. Enfin, les PM_{1,0} présentent le risque sanitaire le plus important car elles peuvent traverser les alvéoles et ainsi passer dans la circulation sanguine. Si leur composition chimique génère des effets toxiques, leur passage dans le sang leur permet d'engendrer des effets systémiques dans l'organisme affecté. Par ailleurs, les particules dans l'atmosphère semblent jouer un rôle atténuateur dans le réchauffement climatique en absorbant une partie de la lumière reçue [13]. L'automobile est une source majeure d'émissions de particules. Ainsi, en UE-27, elle représentait 47% des émissions de PM₁₀ et 15% des PM_{2,5} [32].

2.6 La toxicité et l'écotoxicité

Les activités anthropiques émettent un grand nombre de composés de natures chimiques variées dans l'environnement. L'EINECS (*European inventory on existing commercial chemical substances*, inventaire européen des substances chimiques commercialisées existantes) répertorie ainsi 100 204 substances autorisées à la vente, et donc susceptibles d'être émises dans l'environnement, auxquelles il faudrait rajouter les nombreux composés qui peuvent être émis par leur dégradation et leur combustion. On distingue la toxicité et l'écotoxicité des autres impacts dans le sens où l'on ne s'intéresse pas aux changements physiques et chimiques que peuvent induire les émissions mais à leur toxicité lorsqu'elles sont absorbées par les organismes vivants. Toute substance est potentiellement toxique, comme l'a énoncé PARACELSE au

XVI^e siècle : « *Sola dosis fecit venenum* » (seule la dose fait le poison). Selon la définition de FABRE et TRUHAUT : « un toxique est une substance qui, après pénétration dans l'organisme par quelque voie que ce soit, à une dose relativement élevée, en une ou plusieurs fois très rapprochées ou par petites doses longtemps répétées, provoque, immédiatement ou à long terme, de façon passagère ou durable, des troubles d'une ou plusieurs fonctions de l'organisme pouvant aller jusqu'à leur suppression complète et amener la mort » [36]. Les effets toxiques ne sont généralement pas linéaires et suivent une courbe en S (sigmoïde), comme l'illustre la figure 7 qui présente l'effet en fonction de la dose. Pour un effet toxique donné non cancérigène, on observe en général un effet de seuil, durant lequel le toxique n'a aucun effet. L'effet est ensuite proportionnel à la dose, jusqu'à atteindre un second seuil où il est maximal et l'augmentation de la dose sans influence. La dose sans effet, la gravité de ce dernier et la pente de la courbe dose – réponse déterminent la toxicité d'une substance. Pour les effets cancérigènes, on considère simplement que la probabilité de déclarer un cancer augmente avec la dose reçue. La toxicité concerne les êtres humains, tandis que l'écotoxicité s'applique à tous les autres êtres vivants (faune et flore).

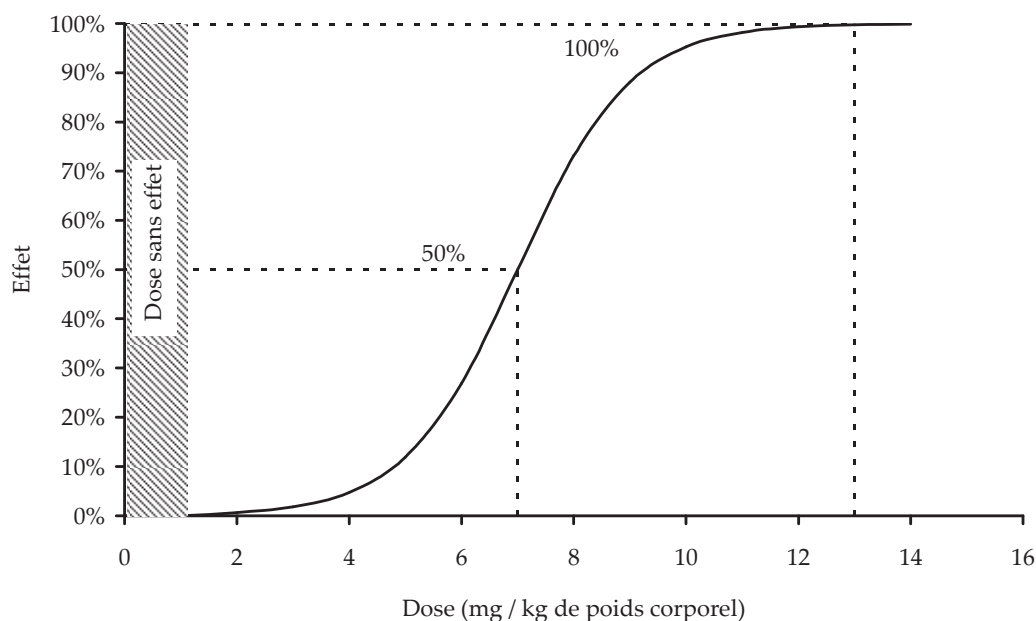


FIGURE 7 – courbe dose / réponse d'un effet toxique non cancérigène

La toxicité d'une émission dépend de trois paramètres : le sort, l'exposition et l'effet. Selon les caractéristiques de l'émission et du milieu affecté, une molécule se disperse de manière différente dans l'environnement. Les caractéristiques qui influencent la dispersion sont, entre autres : la hauteur d'émission, la température (de l'émission et du milieu récepteur), le débit (de l'émission ou du milieu récepteur s'il s'agit du milieu aquatique), la masse moléculaire, la pression de vapeur saturante, la solubilité, le vent, les précipitations, les obstacles, la perméabilité, et l'humidité. Cette dispersion va déterminer quelles cibles sont atteintes et dans quelles concentrations elles le sont. Différents facteurs vont alors influencer la toxicité d'une même molécule : la voie d'introduction dans l'organisme, sa solubilité (les ions, solubles et peu lipophiles, sont généralement moins toxiques car ils ne traversent pas les membranes des cellules), les

espèces touchées, l'âge des cibles, le sexe, l'état et les variations individuelles. De plus, certaines substances peuvent interagir entre elles, accentuant (synergie) ou diminuant (antagonisme) leur toxicité, selon les effets suivants : synergie additive (l'effet de deux substances correspond à la somme des effets de chaque substance prise individuellement), synergie renforçatrice (l'effet de deux substances est supérieur à la somme des effets individuels), potentialisation (l'effet toxique d'une substance est amplifié par une substance non toxique) ou antagonisme (l'effet d'une substance est neutralisé par une autre). Cette grande variabilité de facteurs, pour la plupart locaux, rend difficile la mesure de la toxicité et de l'écotoxicité.

Les effets toxiques peuvent être de natures très diverses. On peut considérer comme toxique tout effet limitant ou inhibant une fonction de l'organisme. Ces effets peuvent être classés selon diverses distinctions : immédiats (toxicité aiguë) contre retardés (toxicité chronique), locaux (effet au point de contact) contre systémiques (effet sur d'autres organes) et réversibles (par ex. intoxication au monoxyde de carbone, irritation des bronches...) contre irréversibles (destruction irrémédiable des molécules ou cellules cibles). On peut aussi différencier les effets toxiques selon leurs cibles. La première catégorie concerne ceux touchant les protéines (et de manière plus anecdotique les lipides). Il s'agit de la majeure partie des toxiques et leurs effets résultent de l'inhibition d'une fonction de l'organisme. Les effets les plus souvent rencontrés sont les atteintes neurotoxiques, endocriniennes, respiratoires, sur les organes épuratoires et reprotoxiques. La seconde catégorie d'effet est l'atteinte des acides nucléiques, composants fondamentaux de l'acide désoxyribonucléique (ADN), pouvant enclencher la mutagenèse. Celle-ci peut amener à la formation de cancers (cancérogenèse), une forme de toxicité particulière. Les cancers peuvent être morbides ou létaux, en fonction de l'organe touché et de leur gravité. Les étapes de la cancérogenèse sont toujours les mêmes : mutation et lésion de l'ADN, échec des mécanismes de réparation, expression des oncogènes et inhibition des suppresseurs de tumeurs, prolifération, angiogenèse (avec formation de tumeurs) et métastases. Le troisième type d'effet est lié aux atteintes de l'embryon et du fœtus, qui peuvent être classés dans trois catégories : les effets abortifs (« fausse couche »), la tératogenèse (malformations de l'embryon ou du fœtus liées à certaines substances toxiques durant les trois premiers mois de la gestation) et la fœtoxicité (effets toxiques autres sur l'enfant).

Le transport routier émet différentes substances susceptibles de provoquer des effets toxiques. On trouve ainsi le CO, le NO₂, certains COV, les particules et les métaux lourds (HM, *heavy metals*). Sous une exposition chronique, le CO pourrait ainsi être responsable d'une élévation de la mortalité générale et en particulier de celle liée à l'infarctus du myocarde car il peut se développer une ischémie (diminution de l'apport en sang) myocardique chez les patients déjà sensibles. Il est aussi suspecté, bien que cela soit sujet à controverse, d'avoir des effets cumulatifs toxiques et d'avoir un effet toxique à long terme sur le système cardio-vasculaire [37]. Le NO₂ est un puissant irritant des muqueuses, en particulier de l'appareil respiratoire. Cependant, ses effets cumulatifs sont très contestés, même s'il semble qu'il puisse être responsable de favoriser l'apparition d'infections pulmonaires [38]. Les HM émis par l'automobile

en Europe sont principalement le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le sélénium et le zinc [39]. Le plomb est émis en quantités marginales depuis son interdiction en 2000. Les effets de ces différents métaux sont très différents. Ainsi, le cadmium est un toxique cumulatif possédant des effets chroniques sur le rein, les poumons et les os [40]. Le nickel est connu comme composé allergène et pourrait avoir des effets toxiques sur les voies respiratoires sous une exposition chronique ainsi qu'un effet cancérigène (sous sa forme oxyde) [41]. Par ailleurs, le chrome, le cuivre, le sélénium et le zinc, bien que présentant des toxicités plus ou moins élevées, sont aussi des éléments essentiels au fonctionnement des organismes à petites doses (oligo-éléments essentiels). Les COV possèdent des effets très variés, en fonction des espèces émises. Certains COV sont ainsi presque inoffensifs (butane, propane, éthane, etc.) tandis que d'autres, tels que le 1,3-butadiène, le benzène, ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présentent des forts effets toxiques ou cancérigènes et une longue persistance dans l'environnement.

2.7 L'eutrophisation

L'eutrophisation peut être terrestre ou aquatique. L'eutrophisation aquatique est le phénomène de production et d'accumulation d'algues et de plantes aquatiques du fait d'un apport excessif d'éléments nutritifs [42] tandis que l'eutrophisation terrestre se définit simplement comme la prolifération de certaines espèces aux dépens d'autres.

L'eutrophisation des systèmes aquatiques (eaux de surface, côtières ou de faible débit) commence par l'apport en nutriments, qui peuvent être de l'azote ou du phosphore. Elle ne peut se produire que si le nutriment apporté correspond au nutriment en défaut, l'apport d'un nutriment déjà en excès n'ayant aucun impact. Il est généralement admis, en dépit de possibles variations saisonnières, que l'élément en défaut dans les systèmes marins est l'azote tandis que le phosphore est limitant pour les milieux limniques (composés d'eau douce). L'apport du nutriment limitant va stimuler la croissance de la flore dans le milieu touché. Cela va permettre le développement d'algues et de plantes aquatiques photosynthétiques aux dépens des espèces présentes à l'origine. Le développement des algues empêche la lumière de pénétrer dans le milieu aquatique. De plus, leur surproduction implique une grande quantité de matière organique à dégrader lorsqu'elles meurent et se retrouvent au fond. Cette dégradation par les bactéries consomme l'oxygène qui diminue dans le milieu, cette diminution étant accentuée par la baisse de la lumière disponible. Par conséquent, les espèces présentes à l'origine vont progressivement décliner, selon leur besoins en oxygène. Les organismes supérieurs, en particulier certains poissons, sont particulièrement sensibles à cette variable. La destruction de l'écosystème, outre les dommages qu'elle cause à l'environnement, peut posséder un coût pour la société en rendant inutilisables des zones de pêche ou récréatives et peut, de manière plus anecdotique, présenter un risque pour la santé lors des émanations d'hydrogène sulfuré associées à la décomposition de certaines espèces d'algues. L'eutrophisation des milieux terrestres est un phénomène assez différent car il n'est pas possible d'asphyxier le milieu comme dans l'eau. L'augmentation des nutriments (généralement l'azote) a des conséquences en particulier dans certains biotopes

spécifiques, présentant de manière naturelle peu de nutriments. Il en va ainsi par exemple des dunes, celles-ci possédant une flore bien spécifique adaptée aux faibles quantités de nutriments disponibles. Lors de l'ajout de nutriments, des espèces à la croissance plus importante peuvent se développer aux dépens de la faune rustique originale. On assiste donc à la disparition de l'écosystème d'origine et à une diminution de la biodiversité générale.

Les substances susceptibles de participer à l'eutrophisation sont celles contenant du phosphore ou de l'azote. Plusieurs d'entre elles sont émises par les activités anthropiques : il s'agit des molécules issues des engrais, du traitement des eaux usées, du NH_3 et des NO_x . Ces derniers sont émis par les activités de combustion et leur dépôt (sous forme de NO_x par dépôt sec ou d'acide nitrique par dépôt humide, Cf. §2.3) permet de libérer l'azote nécessaire à l'eutrophisation. Les engrais sont une source majeure d'eutrophisation puisqu'ils sont conçus pour apporter des nutriments aux cultures agricoles. Lors du dépôt d'engrais sur les cultures, une partie est absorbée par la plante, une partie se vaporise dans l'atmosphère (Cf. §2.2) et une partie est emportée par les précipitations. Les engrais peuvent alors migrer vers le milieu aquatique, où ils sont susceptibles de potentiellement y générer son eutrophisation. Enfin, les effluents de traitement de matière organique peuvent contenir du phosphore (issu des détergents, en baisse depuis plusieurs années) et de l'azote (nitrification en station d'épuration). Si le milieu n'est pas capable d'absorber ces nutriments, on observe une prolifération d'algues pouvant mener à l'eutrophisation du milieu touché. L'automobile n'émettant pas de phosphore, elle ne possède pas d'impact significatif sur l'eutrophisation limnique. Toutefois, le transport routier, en tant qu'émetteur massif de NO_x (Cf. §2.3), possède un impact non négligeable.

2.8 Bilan

Bien que l'automobile soit à l'origine d'un nombre restreint de polluants (si l'on considère les COV en tant que groupe et non si l'on les sépare selon les espèces), elle est potentiellement à la source d'un grand nombre d'impacts environnementaux : accroissement de l'effet de serre, ozone photochimique (smog d'été), pollution particulaire (smog d'hiver), acidification, eutrophisation et toxicité. Chacun de ces impacts peut créer des dommages sur les écosystèmes ou la santé et, *in fine*, les impacts des échappements automobiles dépassent largement ceux uniquement liés à l'inhalation des gaz. La figure 8 récapitule les mécanismes d'impacts environnementaux présentés dans les sections précédentes (en dehors de la toxicité et de l'écotoxicité).

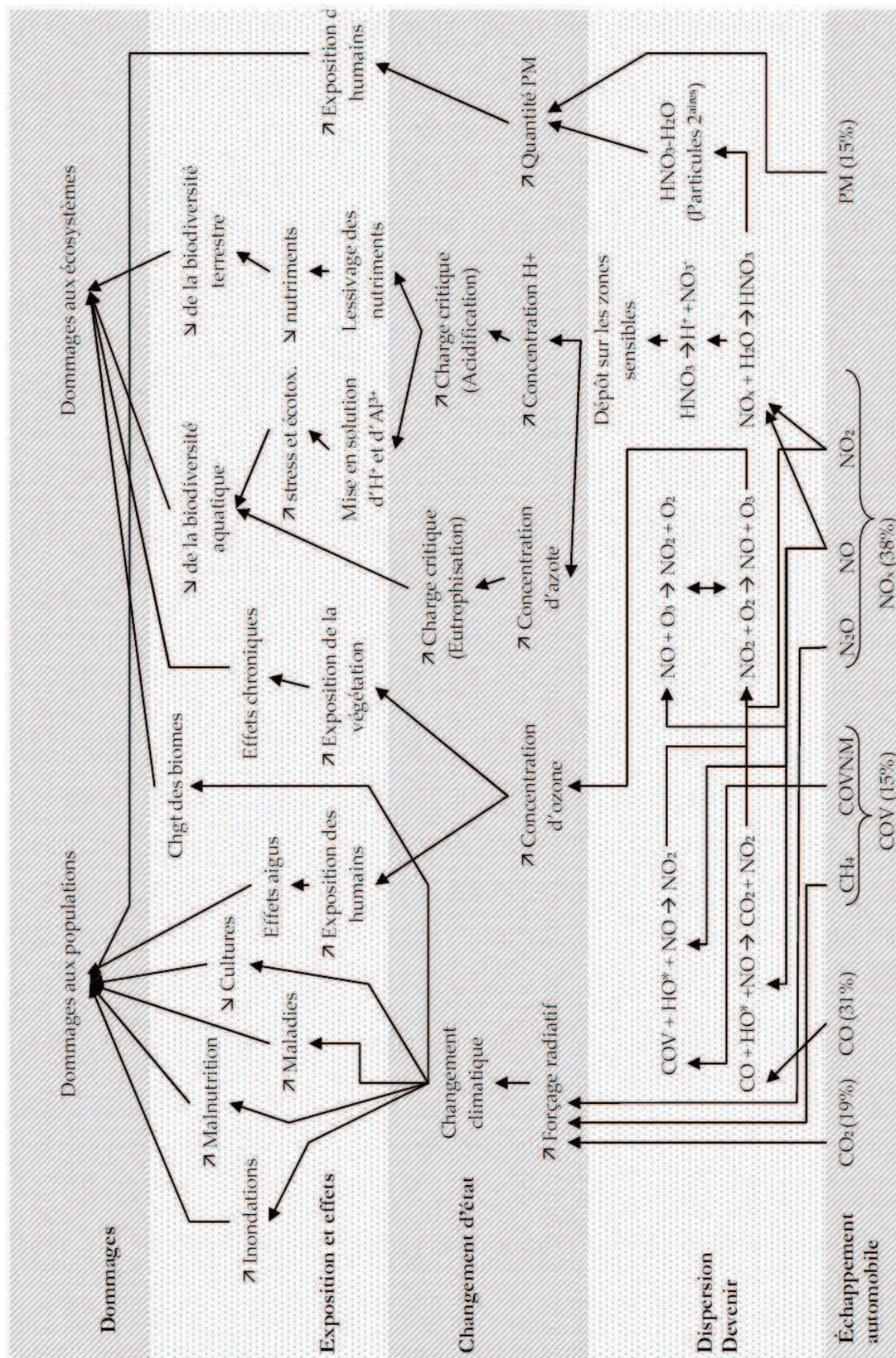


FIGURE 8 – synoptique des impacts environnementaux (hors toxicité et écotoxicité) générés par l'automobile

Chapitre 2 Les énergies pour l'automobile

DANS ce deuxième chapitre, on s'attache à détailler les différentes énergies retenues dans le cadre de la thèse. Parmi le grand nombre d'énergies disponibles, seul un petit nombre d'alternatives a été retenu. On s'intéresse ainsi dans un premier temps aux carburants fossiles issus du pétrole que sont l'essence et le gazole. Ces carburants servent de référence par rapport aux alternatives étudiées. Dans une seconde partie, on étudie les agrocarburants, alternative la plus utilisée actuellement. Pour cela, les ressources utilisées et les procédés de fabrication du biodiesel et de l'éthanol sont détaillés. Enfin, l'électricité est étudiée dans une troisième partie. Les sources retenues pour la production de l'électricité sont le charbon, le gaz, le photovoltaïque et l'éolien. Ce chapitre, essentiellement bibliographique, permet de fournir les données nécessaires à la réalisation des bilans du puits au réservoir décrits dans le chapitre 5 (deuxième partie).

1 Introduction

Dans le premier chapitre, différentes sources d'énergies ont été évoquées afin de remplacer le couple pétrole – moteur à combustion. Les possibilités industrielles et les ressources exploitables sont très nombreuses, comme l'illustre la figure 9. En revanche, toutes ces alternatives ne représentent pas des carburants intéressants à court terme, soit parce qu'elles ne sont pas maîtrisées d'un point de vue industriel, soit parce qu'elles sont trop onéreuses vis-à-vis des carburants actuels, soit enfin parce qu'elles ne présentent pas un bilan environnemental favorable. On se contentera ici des alternatives disponibles actuellement ou à court / moyen terme en UE-27 (Union européenne à 27 pays). Cela inclut donc les carburants de référence que sont l'essence et le gazole et qui représentent la majeure partie des carburants employés en 2012. Les agrocarburants, déjà produits actuellement, sont amenés à produire une part significative des 10% de carburants d'origine renouvelable à l'horizon 2020 en UE-27 [43]. Ils sont principalement représentés par le biodiesel (EMAG, esters méthyliques d'acides gras) pour la substitution du gazole et l'éthanol pour la substitution de l'essence. Ils forment une filière déjà développée d'un point de vue industriel et sont donc retenus ici. En Europe, l'éthanol est principalement obtenu à partir du blé, de la betterave et de la canne à sucre (importations du Brésil). Les EMAG sont obtenus à partir du colza, du tournesol, du soja (importations brésiliennes) et de la palme (importations malaises et indonésiennes). Par ailleurs, le véhicule électrique est actuellement porté par la majorité des constructeurs, en particulier Renault. Ainsi, les premiers véhicules électriques Renault ont démarré leur commercialisation en 2011 tandis que d'autres modèles suivent en 2012. L'électricité comme source d'énergie constitue donc le second groupe d'alternatives étudié ici.

L'hydrogène, bien que des modèles de véhicules pouvant l'utiliser existent (Renault Scénic, Honda FX Clarity, Nissan X-Trail, etc.), ne devrait pas représenter une part significative des carburants, même en 2020. Pour cette raison, il a été écarté. De même, les carburants de seconde génération, dont la production devrait toujours être marginale à l'horizon 2020, ne sont pas étudiés. Les carburants utilisant le gaz naturel, tels le GNV (gaz naturel pour véhicule) ou le GPL (gaz de pétrole liquéfié), restent, hormis dans certains pays, des carburants de niche en UE-27. Ils ne sont donc pas non plus décrits.

La figure 9 présente la grande diversité de carburants alternatifs possibles. Les filières retenues dans les sections suivantes sont mises en évidence en gras.

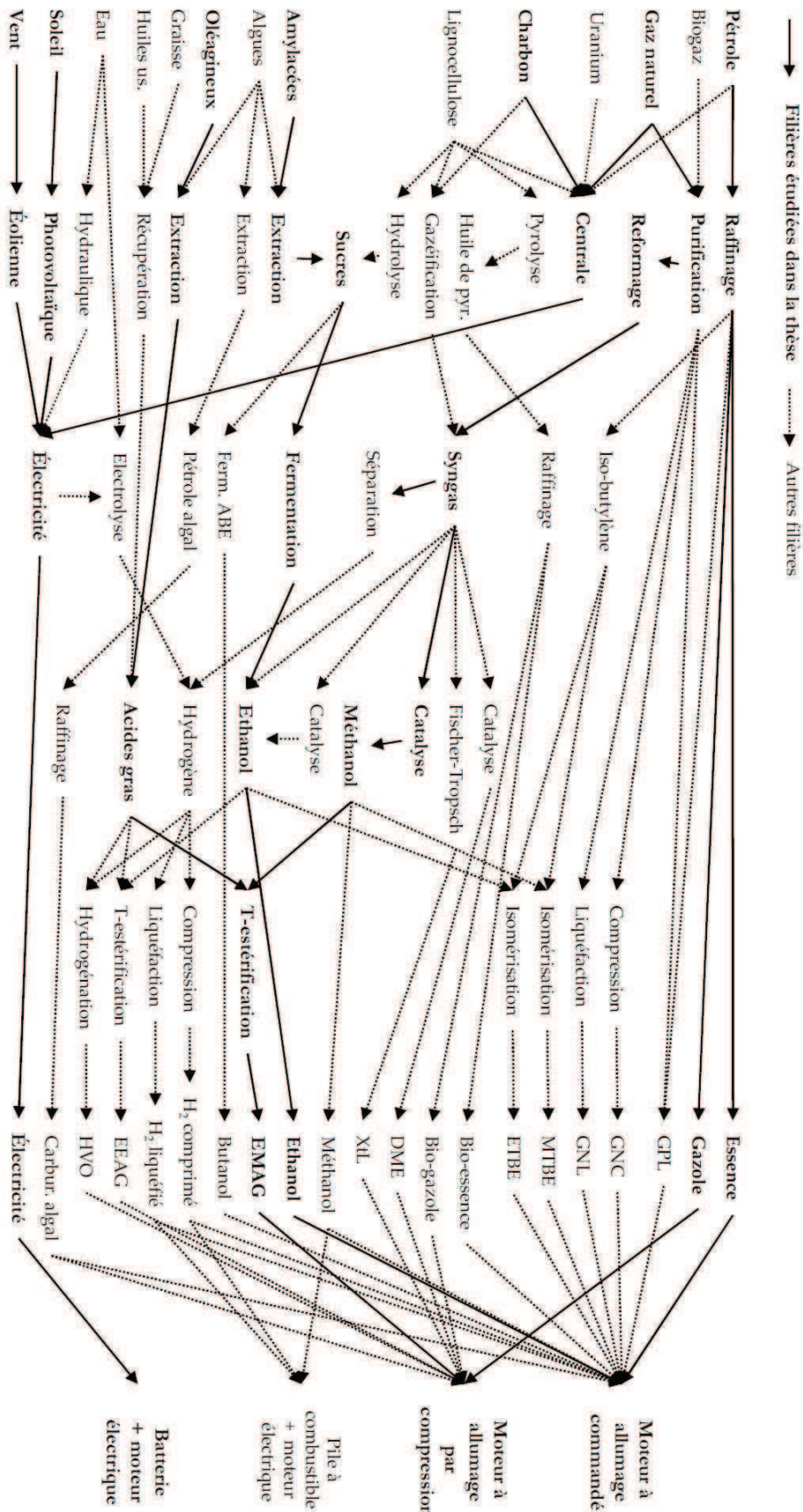


FIGURE 9 – filières de carburants alternatifs

2 Les carburants fossiles liquides

Les carburants fossiles liquides forment la majeure partie des carburants utilisés dans l'automobile et devraient représenter en 2020 encore 90% de l'énergie utilisée par les transports, le reste devant être produit à partir de sources renouvelables [43]. Quatre produits représentent l'essentiel des carburants fossiles (Cf. figure 9) : l'essence, le gazole, le GPL et le GNV. Les deux premiers sont les plus couramment utilisés et sont issus du pétrole brut tandis que le GPL est issu à la fois du pétrole et du gaz naturel et le GNV intégralement issu du gaz naturel. L'essence et le gazole sont très largement majoritaires et font l'objet de cette section (on les regroupera sous l'appellation « carburants fossiles liquides »). Ils sont tous deux issus de l'extraction du pétrole brut et de sa transformation par raffinage et sont distribués aux particuliers dans les stations services. La figure 10 présente un schéma synoptique des principales étapes de production et distribution des carburants fossiles liquides. Les sections suivantes décrivent plus en détail ces quatre étapes.

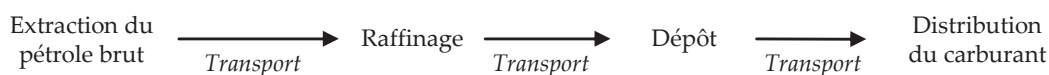


FIGURE 10 – schéma synoptique de production des carburants fossiles

2.1 Extraction et transport du pétrole brut

Le pétrole est une huile minérale résultant de la succession de trois conditions : l'accumulation de matière organique, sa maturation en hydrocarbures et son emprisonnement dans la roche. Normalement, le carbone suit un cycle équilibré entre les différents compartiments de l'environnement (atmosphère, biosphère, lithosphère et hydrosphère). Cependant, durant certaines périodes « chaudes » de l'histoire de la Terre, la production de biomasse a été telle que tout le carbone n'a pu être intégré dans le cycle et une partie s'est progressivement accumulée puis sédimentée. Au fur et à mesure que les sédiments se déposent, la pression et la température croissent dans la couche de sédiments contenant le carbone piégé. Si le milieu est réducteur, les conditions sont alors suffisantes pour lentement pyrolyser la matière organique en hydrocarbures. Ces derniers s'échappent normalement vers l'atmosphère mais il arrive qu'ils soient piégés, permettant la formation d'un gisement de pétrole. Au niveau moléculaire, le pétrole est constitué d'hydrocarbures mais aussi d'asphaltènes, de résines, de paraffines, de cendres et de soufre [44]. Au niveau atomique, le pétrole est composé de 84-87% de carbone, 12-14% d'hydrogène et entre 1 et 2% de soufre, oxygène et azote.

Selon la géographie du gisement, l'extraction peut être *onshore* ou *offshore*. L'énergie de pompage est fournie via un moteur, directement sur site. L'énergie d'extraction est plus dépendante du gisement que de la région du monde où le pétrole est extrait et l'on estime à 0,025 MJ de pétrole brut l'énergie nécessaire pour extraire 1 MJ [5]. En fonction du lieu, les gisements peuvent contenir une quantité variable de gaz associé au pétrole. Ce gaz peut être utilisé de deux façons : il est soit purifié et conditionné

afin d'être vendu comme produit à valeur ajoutée, soit brûlé dans des torchères. Ces dernières ont longtemps été considérées comme un moyen sûr de traiter les gaz dangereux dans l'industrie pétrolière [45] mais, compte-tenu de la raréfaction des ressources énergétiques et du réchauffement climatique, leur emploi est de plus en plus limité. Il subsiste toutefois des régions dans lesquelles elles sont toujours largement utilisées. Entre 1994 et 2007, les quantités de gaz torché ont stagné à l'échelle mondiale entre 150 et 170 Gm³ par an [46]. L'augmentation de la production de pétrole a en effet compensé la diminution de l'emploi des torchères. Néanmoins, en 2008, 140 Gm³ étaient envoyés en torchère ce qui semble confirmer la baisse de leur utilisation actuelle [47]. De fait, entre 2007 et 2008, la Russie a émis 11,4 Gm³ de gaz de moins et le Nigéria 1,21 Gm³. En 2008, les dix pays les plus grands émetteurs de CO₂ par torchère étaient les suivants :

Pays	Gaz torché en 2008	Pays	Gaz torché en 2008
Russie	40,6 Gm ³	Kazakhstan	5,2 Gm ³
Nigéria	15,1 Gm ³	Libye	3,8 Gm ³
Iran	10,4 Gm ³	Arabie Saoudite	3,5 Gm ³
Irak	7,0 Gm ³	Angola	3,1 Gm ³
Algérie	5,5 Gm ³	Qatar	3,0 Gm ³

TABLEAU 4 – quantité de gaz envoyé en torchère par l'extraction du pétrole [47]

En Europe, le pétrole est majoritairement importé. Ainsi, selon Eurostat [3], les origines du pétrole brut consommé en UE-27 en 2009 étaient les suivantes : UE (22%), ex-URSS (38%), Moyen-Orient (18%), Afrique du nord (13%), Afrique centrale (5%), Amériques (4%). Ces régions d'approvisionnement sont relativement stables puisque l'écart-type entre 2005 et 2009 est inférieur à 1% en absolu (± 2 à $\pm 5\%$ en relatif) pour chacune des régions. La différence entre lieux d'extraction et lieux de consommation a mené au développement d'une infrastructure considérable pour assurer l'approvisionnement en pétrole des régions consommatrices. Ainsi, progressivement, deux modes de transport sont venus se substituer au transport traditionnel par le rail : le pétrolier (parfois appelé sous sa dénomination anglaise « *tanker* ») et l'oléoduc (*pipeline*) [48]. Le choix de l'un ou l'autre répond à des contraintes géographiques et dépend de la distance à parcourir. Selon les zones d'importations, les distances et les modalités d'acheminement diffèrent. La figure 11 présente les régions d'importations et les distances associées, calculées à partir de l'outil en ligne *world port maps* [49].

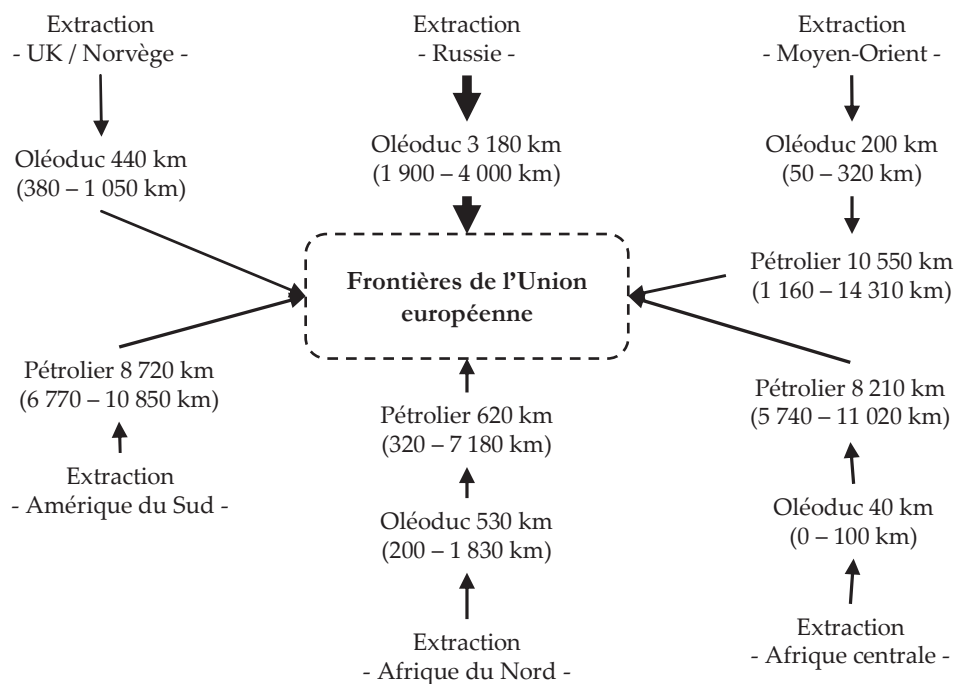


FIGURE 11 – approvisionnement de l'UE-27 en pétrole brut

Une fois arrivé aux frontières de l'UE-27, le pétrole brut parcourt une distance moyenne de 120 km par pipeline pour rejoindre la raffinerie [5].

2.2 Raffinage du pétrole brut

Le raffinage est une activité complexe, dépendante des produits souhaités et de la composition du pétrole brut en entrée. Son objectif est de séparer les différentes coupes (une coupe étant un ensemble de composés dont les températures d'évaporation sont proches) contenues dans le pétrole brut. Celles-ci sont ensuite traitées dans différents procédés pour donner les produits souhaités : GPL, kérosène, essence, gazole, etc. Les procédés mis en œuvre sont nombreux : on trouve ainsi le *gas plant*, l'hydrodésulfuration, l'hydrotraitement, le craquage catalytique, etc. De manière simple, il est possible de résumer la transformation du pétrole en carburants de la manière suivante (Cf. figure 12) : le pétrole subit une première distillation dans la colonne atmosphérique (19) qui sépare les constituants principaux : naphta, kérosène, gazoles lourds et légers et résidus. La coupe naphta est désulfurée (13) puis passe par les unités de reformage (6), d'isomérisation (16), d'alkylation (2) et de polymérisation (18) pour former l'essence. Ces procédés ont pour objectif d'ajuster les propriétés de l'essence aux caractéristiques souhaitées, en particulier l'indice d'octane (qui limite l'auto-inflammation, Cf. chapitre 5 sur les bilans du réservoir à la roue). La coupe gazole léger est désulfurée (13) et donne le gazole commercial. Pour subvenir aux besoins européens, une partie des résidus lourds est distillée sous vide (19) puis cassée dans une unité de craquage catalytique (FCC, *fluid catalytic cracker*) (5) avant d'être désulfurée (20). Le craquage casse les molécules de fioul lourd en molécules plus petites, permettant d'obtenir plus de gazole qu'en utilisant uniquement la coupe gazole léger.

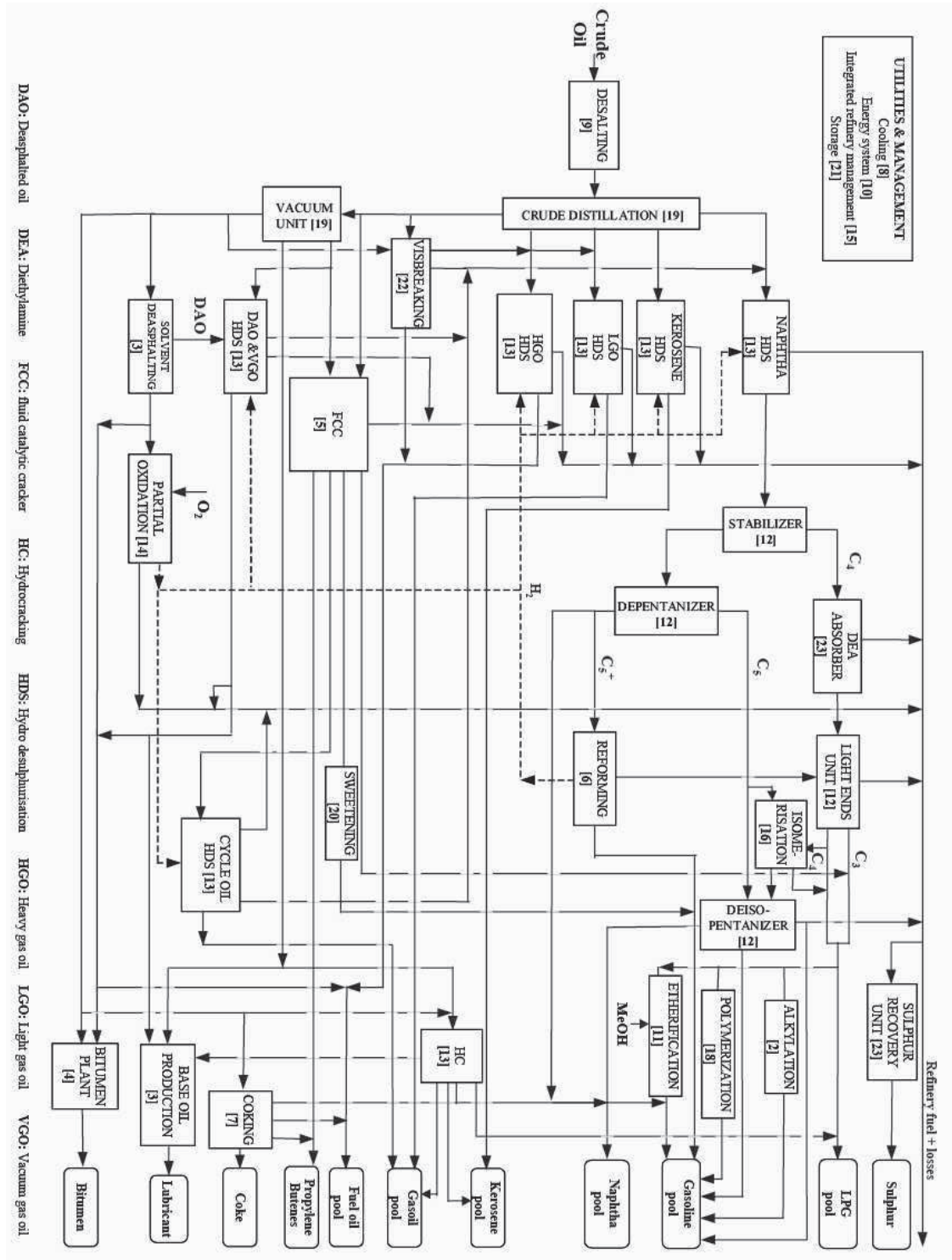


FIGURE 12 – schéma synoptique d’une raffinerie [50]

Pour fonctionner, une raffinerie a besoin d’importantes quantités d’énergie. Cette dernière provient majoritairement du pétrole brut, l’électricité importée étant très faible. Par ailleurs, certaines raffineries importent du gaz naturel afin de diminuer leurs émissions de CO₂, le contenu carbone de ce dernier étant inférieur à celui du pétrole brut [51]. L’énergie utilisée est principalement obtenue à partir de trois coupes pétrolières : le *fuel gas* (formé d’hydrocarbures légers), le fioul lourd résiduel et le coke

(hydrocarbures lourds non valorisables en carburants liquides). La part des différents combustibles utilisés dépend de la composition du pétrole brut et des produits finals souhaités. De même, ces trois combustibles possédant des caractéristiques différentes (PCI, contenu carbone, taux d'impuretés, etc.) et les émissions polluantes atmosphériques d'une raffinerie sont fortement liées à la nature des combustibles utilisés. Le tableau 5 présente l'évolution des combustibles utilisés en raffinerie :

	2000	2005	2010	2015	2020
<i>Fuel gas</i>	74,9%	65,1%	55,5%	53,0%	50,3%
Fioul lourd	11,9%	22,8%	34,5%	37,6%	39,3%
Coke	13,2%	12,1%	10,0%	9,4%	10,4%

TABLEAU 5 – composition du combustible utilisé en raffinerie [52]

Les raffineries émettent principalement cinq polluants atmosphériques (en plus du CO₂) : du CO, des NO_x, des particules, du SO₂ et des COV. Ces émissions sont principalement liées à la combustion des coupes utilisées pour fournir l'énergie à la raffinerie. Les sources d'émissions atmosphériques d'une raffinerie sont les suivantes :

Polluant	Sources d'émissions
CO ₂	Fours, chaudières, turbines, FCC, incinérateurs, torchères
CO	Fours, chaudières, FCC, unités de récupération du soufre, torchères, incinérateurs
NO _x	Fours, chaudières, turbines, FCC, brûleurs de coke, torchères, incinérateurs
PM	Fours, chaudières, FCC, coke plant, incinérateurs
SO ₂	Fours, chaudières, turbines, brûleurs de coke, unités de récupération du soufre, torchères, incinérateurs
COV	Zones de stockage et de manipulation, unité de séparation de gaz, émissions fugitives, fuites, torchères

TABLEAU 6 – émissions atmosphériques des raffineries [50]

Les émissions dans l'eau associées aux raffineries sont les suivantes :

Polluant	Sources d'émissions
Pétrole brut	Distillations, hydrotraitement, FCC, hydrocraquage, lubrifiants, rejets caustiques, eau de ballast, équipements
H ₂ S	Distillations, hydrotraitement, FCC, hydrocraquage, lubrifiants, rejets caustiques
NH ₃ / NH ₄ ⁺	Distillations, hydrotraitement, FCC, hydrocraquage, lubrifiants, sanitaires
Phénols	Distillations, FCC, rejets caustiques, eau de ballast
DCO-DBO ₅	Distillations, hydrotraitement, FCC, hydrocraquage, lubrifiants, rejets caustiques, eau de ballast, équipements, sanitaires
CN ⁻	FCC, rejets caustiques, eau de ballast
Particules	Distillations, FCC, rejets caustiques, eau de ballast, sanitaires

TABLEAU 7 – émissions aquatiques des raffineries [51]

2.3 Importations russes et distribution

La production des carburants pétroliers implique le transport du pétrole brut vers l'UE où il est ensuite raffiné pour obtenir l'essence ou le gazole. Or les quantités de produits obtenues lors du raffinage du pétrole dépendent de deux facteurs : la composition du pétrole brut et les caractéristiques des raffineries (installations d'isomérisation, hydrotraitement, etc.). Les différents produits pétroliers sont en effet obtenus à partir des différentes coupes composant le pétrole brut (Cf. §2.2). Lors du raffinage d'une tonne-équivalent pétrole (tep), on obtient donc une quantité donnée de chacune des coupes pétrolières, plus ou moins flexibles selon les capacités d'isomérisation, hydrocraquage, etc. Or, en Europe, le parc automobile est de plus en plus composé de motorisations Diesel (Cf. figure 13). Cette « diésélisation », associée à une faible modernisation des raffineries, cause un déséquilibre entre les capacités de production d'essence et de gazole et la demande. L'UE consomme donc plus de gazole qu'elle n'est capable d'en produire tandis que l'essence en surplus est exportée, principalement vers les États-Unis. L'approvisionnement en gazole manquant provient principalement des raffineries russes. D'après Eurostat [3], les importations russes représentaient 17% du gazole consommé en UE-27 en 2009. Cette part est relativement stable sur une courte échelle de temps, l'écart-type entre 2005 et 2009 étant de 1% en absolu ($\pm 5\%$ relatif) [3].

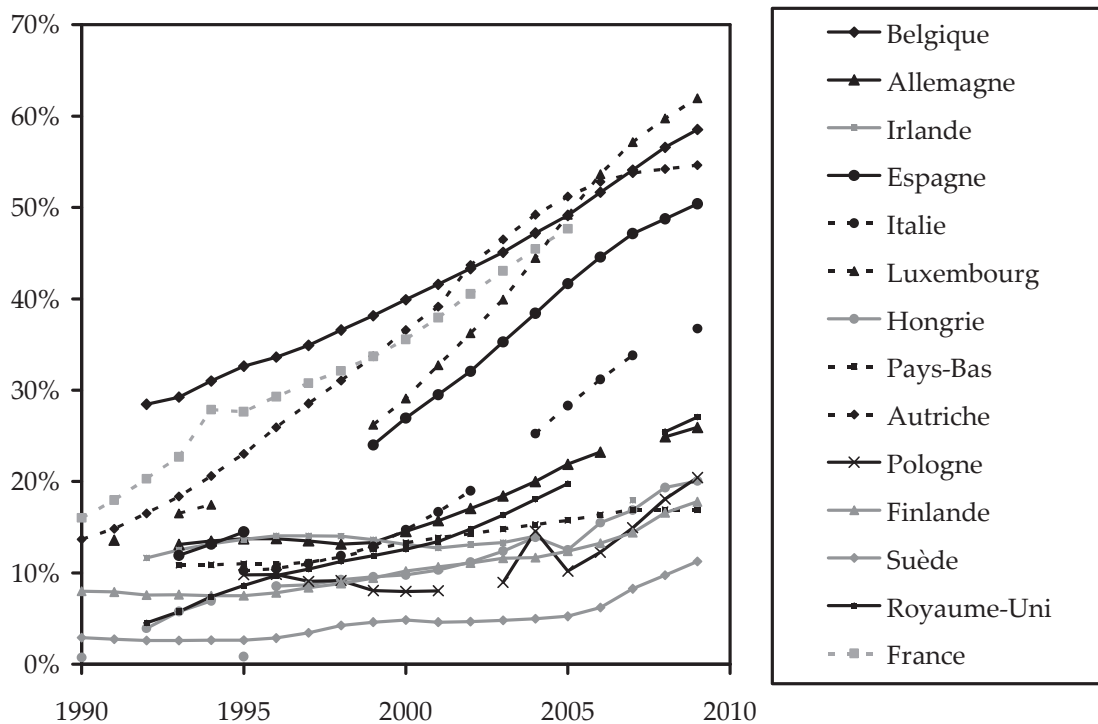


FIGURE 13 – taux de diesel dans le parc de véhicules particuliers [53]

Une fois raffinés, les carburants pétroliers sont transportés en deux étapes : une première étape de la raffinerie au dépôt puis une seconde du dépôt à la station service. Ces deux distributions font appel à des modalités de transport différentes. La distribution du carburant de la raffinerie au dépôt s'effectue de trois manières : par

oléoduc, par voie fluviale et par voie ferroviaire. Le choix d'une solution de transport est lié aux spécificités géographiques et ces modes de transport se répartissent de manière approximativement identique et représentent une distance de 250 km [5]. La distribution locale du carburant du dépôt à la station service se fait uniquement par camion-citerne.

3 Les agrocarburants

3.1 Introduction

A l'échelle de l'UE-27, le biodiesel est l'agrocarburant le plus produit, représentant 77% de la production (en énergie) totale d'agrocarburants en 2010 [54]. Il est issu de la transestérification d'acides gras avec un alcool, en général du méthanol. Il est théoriquement possible d'utiliser d'autres alcools, comme l'éthanol qui, s'il est issu de la biomasse, permet d'obtenir un carburant issu à 100% de sources renouvelables. Ce type de carburant, étudié notamment dans le cadre d'un projet mené par l'Ademe [55], n'est toutefois pas mature du point de vue industriel. D'un point de vue chimique, le biodiesel est donc un ester méthylique d'acide gras dont la formule est la suivante :

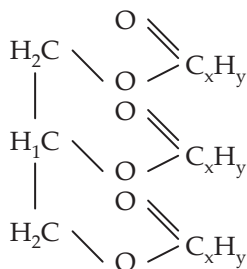


FIGURE 14 – composition chimique du biodiesel

La longueur des chaînes C_xH_y ainsi que le nombre de liaisons saturées et insaturées dépendent des caractéristiques du corps gras utilisé lors de la transestérification. Par conséquent, en fonction de leur origine agricole, les biodiesels peuvent présenter des caractéristiques physico-chimiques légèrement différentes. Les différentes sources qui peuvent être utilisées sont les graisses animales et les huiles végétales. Ces dernières peuvent provenir d'espèces oléagineuses variées, en fonction du pays considéré. Une fois récoltés, ces oléagineux divers sont ensuite envoyés dans une huilerie, permettant d'en extraire l'huile ainsi que des tourteaux, énergétiques et riches en protéines, qui peuvent être utilisés en alimentation animale ou comme ressource énergétique. L'huile subit ensuite une réaction de transestérification avec du méthanol, permettant de produire du biodiesel et du glycérol, valorisable énergétiquement ou dans l'industrie chimique. Enfin, le biodiesel est incorporé à divers taux dans le gazole conventionnel avant d'être utilisé dans un moteur à combustion par compression. La figure 15 présente les grandes étapes de la production du biodiesel, qui seront détaillées dans les sections suivantes :

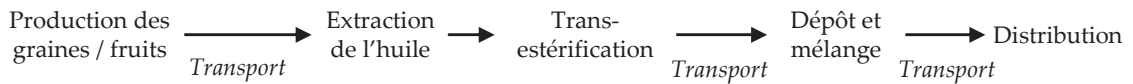


FIGURE 15 – schéma synoptique de la production du biodiesel

L'éthanol est produit à partir de la fermentation puis de la distillation du sucre. Il s'agit d'un carburant issu intégralement de la biomasse mais qui n'utilise qu'une faible partie de celle-ci, puisque seul le sucre (directement contenu dans la plante ou sous forme d'amidon) est utilisé. L'éthanol utilisé est anhydre (teneur en eau inférieure à 1%) et peut être mélangé à divers taux dans l'essence pour être utilisé dans un moteur à allumage commandé. La figure 16 récapitule les principales étapes de la production de l'éthanol.



FIGURE 16 – schéma synoptique de la production de l'éthanol

3.2 Production des ressources

3.2.1 Principales ressources utilisées en Europe

Les ressources utilisées pour obtenir les triglycérides nécessaires à la production du biodiesel varient en fonction du lieu de production. En UE-27, quatre ressources sont principalement utilisées, les deux premières étant produites sur le territoire européen : le colza, le tournesol, le soja et la palme (cette dernière est retenue pour représenter les importations, le soja n'étant pas étudié ici). En 2009, les ressources utilisées pour la production du biodiesel étaient les suivantes :

Colza	Tournesol	Importations
70%	10%	20%

TABLEAU 8 – ressources utilisées en Europe pour la production du biodiesel

Le colza (*Brassica napus*) est la ressource oléagineuse la plus cultivée en Europe. Il est majoritairement utilisé comme culture d'hiver, bien qu'il puisse aussi être cultivé au printemps (ce qui est le cas en Europe du nord où les conditions ne permettent pas la culture en hiver). Le colza est capable de fixer l'azote atmosphérique et est utilisé pour récupérer le surplus d'engrais de la culture précédente. Durant de nombreuses années, l'huile de colza a peu été utilisée en alimentation humaine, du fait de sa forte teneur en acide érucique. Cet inconvénient a été résolu avec l'identification des séquences génomiques impliquant la production de cet acide et la modification des cultivars qui en a résulté [56]. Les rendements des cultures diffèrent selon la région d'Europe et les pratiques agricoles : de 2,3 t.ha⁻¹ en culture biologique en Espagne [57] à 4,1 t.ha⁻¹ en culture intensive en Irlande [58]. Le rendement moyen, issu de huit études de la littérature [5], [57], [58], [59], [60], [61], [62], [63] s'établit à 3,1 ± 0,5 t.ha⁻¹.

Le tournesol (*Heliantus annuus*) a été pendant de nombreuses années la principale plante oléagineuse cultivée en Europe de l'est. L'huile de tournesol est principalement à vocation alimentaire, soit sous forme directe, soit incorporée à des produits dérivés comme la margarine. Le tournesol est principalement demandeur de phosphore, qui augmente le contenu en huile des graines, par opposition à l'azote [64]. Ses rendements sont relativement faibles en comparaison des autres cultures oléagineuses ce qui explique son emploi moins important comme culture énergétique. Les rendements vont ainsi de 1,0 t.ha⁻¹ de graines en culture biologique en Espagne [59] à 2,4 t.ha⁻¹ [5], [60] pour les cultures intensives européennes.

Le palmier à huile (*Elaeis guineensis*) est la première source d'huile utilisée dans le monde [65]. C'est une plante de climat tropical capable de produire pendant 25 à 30 ans, avec une récolte bisannuelle. Il est principalement cultivé en Malaisie et en Indonésie où la croissance des surfaces attribuées a été extrêmement rapide. Cette croissance ne s'est pas faite sans dommages environnementaux, en particulier liés à la déforestation [66]. Le succès du palmier à huile tient à ses rendements exceptionnels en comparaison des autres cultures : de 17,0 t.ha⁻¹ en Thaïlande [67] à 25,0 t.ha⁻¹ en Malaisie [68]. Le rendement moyen, issu de onze études [5], [58], [59], [60], [67], [68], [69], [70], [71], [72], [73], est de 20,0 ± 2,6 t.ha⁻¹.

En UE-27, l'éthanol utilise principalement trois ressources : le blé, la betterave et la canne à sucre (importée). La ressource utilisée varie fortement selon le pays, la France utilisant la betterave en quantités significatives tandis que la Suède importe de l'éthanol brésilien produit à partir de canne à sucre. Les ressources utilisées pour produire l'éthanol se répartissent de la manière suivante :

Blé	Betterave	Canne à sucre
48%	29%	23%

TABLEAU 9 – ressources utilisées en Europe pour la production de l'éthanol [74]

Le blé (*Triticum aestivum*) est la principale ressource utilisée pour produire de l'éthanol. C'est aussi la principale source alimentaire en Europe. Il est cultivé dans la majeure partie des pays de l'UE-27, principalement sous forme de blé d'hiver (semis à l'automne). Par ailleurs, le blé est la principale commodité alimentaire échangée à l'échelle mondiale. La littérature [4], [59], [60], [74], [75] permet de déterminer un rendement moyen en Europe égal à 5,5 ± 1,8 t.ha⁻¹.

La betterave (*Beta vulgaris*) est la première source de production de sucre en Europe [76] (le reste du sucre étant importé à partir des cultures de canne hors Europe). Elle possède différentes variantes et celle retenue pour la production de l'éthanol est la betterave sucrière qui contient la plus forte teneur en saccharose. Le rendement moyen de la betterave est de 67,6 ± 10 t.ha⁻¹ [4], [59], [60], [62], [75], [77]. La betterave a des besoins modestes en azote mais demande beaucoup de potassium. L'extraction du sucre de la betterave génère de la pulpe qui peut être utilisée en alimentation animale.

La canne à sucre (différentes espèces du genre *Saccharum*) est la première source de production de sucre dans le monde [65] et est importée (directement sous forme

d'éthanol) en Europe par les pays ne disposant pas des ressources agricoles suffisantes pour atteindre leurs objectifs d'incorporation d'agrocarburants (par exemple, en Suède, l'E85 consommé est principalement issu de la canne à sucre brésilienne). La canne à sucre est une plante adaptée aux climats tropicaux et dont le Brésil s'est fait le spécialiste, le taux moyen d'incorporation d'éthanol dans ce pays étant de 20%. Le rendement moyen de la canne à sucre est de $77 \pm 15 \text{ t.ha}^{-1}$ [59], [60]. Par ailleurs, la canne à sucre fournit une grande quantité de matériau végétal, appelé « bagasse », qui peut être utilisé pour produire de l'énergie. Les résidus de l'extraction du sucre de la canne à sucre, comme de la betterave, sont appelés « mélasse ». Ils peuvent être valorisés en alimentation animale ou, contenant encore jusqu'à 50% de sucres, utilisés pour obtenir plus de sucre pour la fermentation.

3.2.2 Caractéristiques de la production agricole

La production des ressources agricoles fait appel aux paramètres suivants : des graines permettant l'ensemencement, des engrais, des produits phytosanitaires (pesticides), une surface de terre arable permettant la production et des machines et outils agricoles. La surface de terre mobilisée dépend du rendement de la culture, ce dernier étant lui-même lié à l'espèce cultivée et aux pratiques agricoles (agriculture plus ou moins intensive). La biomasse tire son énergie de la photosynthèse qui permet de synthétiser la matière organique à partir de CO_2 et d'eau (plus les nutriments issus du sol) grâce à l'énergie des photons issus du rayonnement solaire. La photosynthèse est un processus peu efficace, le rendement de conversion de l'énergie solaire reçue en énergie chimique stockée sous forme de sucre étant généralement inférieur à 1% [78]. Elle a pour équation (dans le cas de la conversion en glucose, $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) :



Durant la nuit, la biomasse utilise la respiration et rejette donc du CO_2 . Cependant, l'équation ci-dessus permet de montrer que tout atome de carbone contenu dans la biomasse est issu du CO_2 atmosphérique. Si la plante est brûlée, que ce soit directement ou bien *a posteriori* sous forme de carburant, la quantité de CO_2 émise lors de cette combustion est donc exactement égale à la quantité absorbée par la plante durant sa vie, à l'exception faite d'un éventuel enrichissement du sol via des rhizomes (qui ne concerne pas les cultures envisagées ici). La figure 17 résume la neutralité carbone de la biomasse.

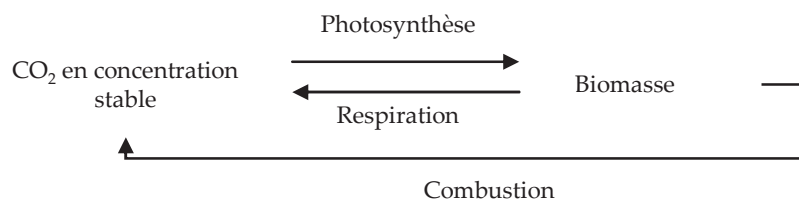


FIGURE 17 – neutralité carbone de la biomasse

L'agriculture intensive moderne, du fait des rendements qu'elle demande, utilise le sol simplement comme un support à la production de la biomasse. Les rendements

demandés ne permettent au sol ni de fournir les éléments minéraux nécessaires à la croissance des plantes ni de se renouveler. Il est donc nécessaire, pour maintenir la production, de recourir à des engrais qui viennent pallier l'appauvrissement du sol. Ces engrais apportent principalement trois éléments : l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K), d'où la dénomination « NPK ». Les autres éléments essentiels obtenus à partir du sol sont le calcium, le magnésium, le soufre, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre, le bore, le molybdène et les chlorures [79]. L'azote est le moteur de la croissance des plantes et il représente 1 à 4% du poids sec de la biomasse [79]. Il est extrait du sol sous forme d'ions ammonium (NH_4^+) et nitrates (NO_3^-) qui sont donc ses formes privilégiées dans les engrais. L'azote est utilisé pour les acides aminés, composants des protéines, et est donc absolument essentiel aux plantes. Le phosphore représente 0,1 à 0,4% du poids sec de la biomasse [79] et est indispensable à de nombreux procédés physiologiques dont la photosynthèse. Il est aussi indispensable à la différenciation des tissus cellulaires. Enfin, le potassium, qui constitue 1 à 4% du poids sec de la biomasse [79], permet l'activation de nombreux enzymes et améliore la tolérance de la plante au froid, à la sécheresse et à la salinité.

Les engrais peuvent être apportés sous deux formes : biologique ou synthétique. Cette dernière est obtenue à partir de la synthèse chimique de différents éléments et leur production est fortement consommatrice de ressources fossiles et d'énergie. Ce type d'engrais est prédominant dans l'agriculture. Toutefois, il est possible de recourir à des engrais organiques, en épandant directement certains résidus agricoles ou en recourant au compostage des déchets végétaux. Ce type d'engrais ne nécessite ni ressources fossiles, ni énergie. Les engrais azotés principalement utilisés sont l'urée, le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium et le CAN (calcium ammonium nitrate). L'urée est l'engrais le plus utilisé, du fait de sa forte concentration en azote (46%) mais son application est complexe à cause d'une possible évaporation de l'ammoniac dans l'air [79]. Le sulfate et le nitrate d'ammonium ne contiennent pas autant d'azote (respectivement 21% et 26%) mais ils contiennent du soufre et sont plus simples d'emploi dans les cultures irriguées. Enfin, le CAN (27% d'azote) est un engrais qui permet en plus d'apporter du calcium et est préférentiellement utilisé dans les régions semi-arides et tropicales. L'ammoniac (matière première apportant l'azote des engrais) utilisé est produit à partir du procédé Haber-Bosch, qui fait réagir l'azote atmosphérique et le gaz naturel (CH_4) sur un catalyseur de fer ou de ruthénium, selon l'équation :



Par conséquent, la production de ce type d'engrais est fortement émettrice de GES. En effet, si l'on se réfère à la stœchiométrie de la réaction, chaque mole d'ammoniac NH_3 nécessite une mole de CH_4 et émet donc une mole de CO_2 dans l'atmosphère. En termes de masse, cela signifie que produire un kilogramme d'ammoniac libère 2,5 kg de CO_2 dans l'atmosphère. Les engrais contenant du phosphore sont principalement le phosphate de di-ammonium, le superphosphate et le triple superphosphate. Les superphosphates, simple et triple, contiennent respectivement 18% et 46% de

phosphore et apportent en complément du calcium. Enfin le potassium est principalement apporté par le chlorure de potassium (KCl).

Pour se prémunir des ravageurs et augmenter les rendements, l'agriculture intensive utilise aussi des produits phytosanitaires, principalement des pesticides, dont le rôle est d'éliminer les maladies, la faune et la flore pouvant diminuer les rendements. On parle ainsi de fongicides contre les maladies liées à des champignons, d'herbicides pour la lutte contre les mauvaises herbes, d'insecticides contre les insectes, de rodenticides contre les rongeurs, etc. Les pesticides sont des substances actives, dont l'action est plus ou moins ciblée contre une ou plusieurs espèces considérées comme nuisibles. Il existe à présent un grand nombre de pesticides pouvant être utilisés et le tableau 10 présente les principaux décrits dans les analyses de cycle de vie (ACV) du biodiesel, en précisant leur cible, leur usage et leur interdiction éventuelle.

Pesticide	Type	Culture	Interdiction
Bénomyl	fongicide	palme	UE, depuis 2002 (Rég. 2002/928/CE)
Carbendazime	fongicide	colza	UE, depuis 2009 (Rég. 2009/1107/CE)
Difénoconazole	fongicide	colza	-
Iprodione	fongicide	colza	-
Metconazole	fongicide	colza	-
Procymidone	fongicide	colza	-
Tébuconazole	fongicide	colza	-
Thirame	fongicide	palme	-
Vinclozoline	fongicide	colza	-
Λ -cyhalothrine	insecticide	colza	UE, depuis 1994 (Rég. 1994/643/CE)
Carbofuran	insecticide	palme	UE, depuis 2007 (Rég. 2007/416/CE)
Cyperméthrine	insecticide	palme, colza	-
Deltaméthrine	insecticide	colza	-
Acide 2,4-dichloro-phénoxyacétique	herbicide	palme	Danemark, Suède, Norvège
Alachlore	herbicide	tournesol	UE, depuis 2006 (Rég. 2006/966/CE)
Chormequat	herbicide	colza	-
Clomazone	herbicide	colza	-
Diméthachlore	herbicide	colza	-
Glyphosate	herbicide	palme	-
Linuron	herbicide	tournesol	-
Métazachlore	herbicide	colza	-
Napropamide	herbicide	colza	-
Oxyfluorène	herbicide	tournesol	-
Quizolafop éthyl	herbicide	colza	-
Trifluraline	herbicide	colza	UE, depuis 2007 (Rég. 2007/629/CE)

TABLEAU 10 – pesticides utilisés pour la production du biodiesel

Le tableau 11 récapitule la consommation d'engrais et de pesticides en fonction de la ressource agricole. Le chiffre présenté correspond à la moyenne des données extraites des différentes ACV de la littérature et l'écart-type est calculé en fonction de ces études. Certaines ressources (telles le colza ou la palme) ont été plus étudiées que d'autres, d'où la plus grande variabilité de l'écart-type par rapport à des ressources

peu étudiées comme le tournesol. Les quantités sont rapportées à la tonne de fruits ou de graines produites, en utilisant les rendements définis dans la section 3.2.1.

Ressource (t ⁻¹)	N (kg)	K (kg)	P (kg)	Pesticides (kg)
Colza	48,7 ± 13,4	26,2 ± 13,4	8,2 ± 3,0	5,3 ± 10,5
Tournesol	16,9 ± 1,3	8,0 ± 0,5	5,6 ± 0,5	1,2 ± 0,2
Palme	10,1 ± 12,6	10,8 ± 8,2	3,4 ± 3,6	0,3 ± 0,2
Blé	22,3 ± 12,6	6,0 ± 2,7	3,8 ± 1,6	0,2 ± 0,1
Betterave	1,6 ± 0,6	1,6 ± 0,8	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,0
Canne à sucre	0,8 ± 0,1	1,0 ± 0,2	0,2 ± 0,1	<0,1 ± 0,0

TABLEAU 11 – quantités d'engrais et de pesticides utilisés

3.2.3 Impacts environnementaux de la production agricole

Contrairement aux principaux impacts environnementaux de l'automobile (décrits dans le premier chapitre) qui sont liés à la pollution atmosphérique (rejets des échappements automobiles mais aussi des installations d'extraction, de transformation et de distribution du pétrole), les impacts de l'agriculture sont aussi fortement associés aux émissions dans l'eau et dans le sol. On peut distinguer quatre types d'impacts, selon leur origine : l'épandage d'engrais, l'utilisation de pesticides, la mobilisation des sols et les machines agricoles. Ces dernières ont un impact sur l'environnement de même nature que l'automobile puisque celui-ci est principalement lié aux émissions de leurs moteurs à combustion.

L'épandage d'engrais NPK est à l'origine de trois impacts différents. Une partie de ces engrais est lessivée et se retrouve dans le milieu aquatique, sous forme de nitrates et de phosphates. Ces émissions peuvent mener à l'eutrophisation du milieu aquatique, comme décrit dans le chapitre 1. Une autre partie de l'azote épandu se volatilise sous forme d'ammoniac (NH₃), ce dernier étant un précurseur des pluies acides dont les mécanismes ont été explicités dans le chapitre 1. Par ailleurs, l'azote épandu peut se volatiliser sous forme de N₂O, puissant gaz à effet de serre (315 fois le pouvoir réchauffant du CO₂ sur un horizon de cent ans). Les émissions de N₂O sont complexes à évaluer et les différentes ACV ne les calculent pas toutes de la même façon, bien qu'un consensus tende à se dessiner. Certaines études [5] ont utilisé leur propre modèle d'émissions mais globalement, les ACV utilisent les facteurs d'émissions du GIEC (Groupement d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) [13] qui définissent les valeurs suivantes : 1% (en masse de N) émis de manière directe et 0,33% émis de manière indirecte. LABOUZE et al. (2008) [80] ont étudié différents modèles de calcul des émissions de N₂O et ont montré que le choix de la méthode pouvait changer les résultats d'un facteur allant jusqu'à 2,5.

Les pesticides sont des produits phytosanitaires contenant une ou plusieurs substances actives dont l'objectif est d'éliminer une espèce ciblée. Ce sont donc par nature des composés écotoxiques. Comme le montre le tableau 10, des pesticides préalablement autorisés sont progressivement retirés du marché pour des raisons environnementales et sanitaires et sont remplacés par des substances possédant un impact plus faible. Le DDT (dichloro-diphényl-trichloroéthane) est l'exemple le plus

emblématique des dommages environnementaux causés par les pesticides lorsque la pollution du Clear Lake aux États-Unis par ce dernier a causé la mort de plusieurs espèces aviaires environnantes [81]. Cet impact est lié à la persistance d'un des produits de la dégradation du DDT, le DDD (dichloro-diphényl-dichloroéthane), avec pour conséquence un phénomène de bioconcentration puis de biomagnification le long de la chaîne trophique. La pression des pesticides sur un écosystème est ainsi dépendante de trois facteurs : leur toxicité sur les organismes vivants (ils sont susceptibles d'affecter d'autres espèces que celles pour lesquelles ils ont été synthétisés [82]), leur capacité à migrer et leur durée de vie dans l'environnement. Par ailleurs, la dégradation des pesticides peut produire des composés possédant des caractéristiques radicalement différentes, ce qui accentue la difficulté d'évaluer leur potentiel écotoxique.

On parle de changement d'affectation des sols (CAS) lorsque, pour produire la culture souhaitée, il est nécessaire d'étendre la surface agricole sur une zone qui ne l'est pas à l'origine. Le CAS possède un impact négatif lorsque la surface agricole n'est pas en mesure de remplir les fonctions écologiques de la surface remplacée. Ces fonctions peuvent être de natures diverses, la principale étudiée étant le stockage du carbone. Néanmoins, d'autres fonctions peuvent ne pas être assurées, telles que la nutrition d'un écosystème ou la fourniture d'un abri par exemple. Le CAS peut être direct ou indirect. Il est direct lorsque la culture remplace une surface sauvage. La sole agricole ayant tendance à baisser en Europe, on y rencontre peu ce type de CAS. En revanche, il existe dans certains pays tels que le Brésil ou l'Indonésie. Le CAS direct est complexe mais son impact (au moins sur le stockage du carbone) peut être pris en compte si l'on connaît les surfaces remplacées. Le CAS indirect est lié au remplacement d'une culture alimentaire par une culture vouée à produire des agrocarburants. Il est alors possible que la culture alimentaire supprimée soit compensée à un autre endroit du globe. Or, la culture compensatrice est susceptible de causer un CAS. En dépit de tentatives pour le modéliser [60], il n'est pas possible d'effectuer de calcul robuste des impacts du CAS indirect.

3.3 Procédés de fabrication

3.3.1 Le biodiesel

En fonction de l'origine de la ressource, le transport vers l'huilerie peut fortement varier. Pour les ressources produites en UE-27, la distance moyenne d'acheminement entre l'installation agricole et l'huilerie est de 50 km [5]. Cet acheminement s'effectue par camion. Dans le cas de la production d'huile de palme, celle-ci se fait généralement dans les pays producteurs, l'huile étant préférentiellement exportée plutôt que les fruits frais. L'extraction de l'huile des graines et fruits peut se faire de manière mécanique (pression) ou chimique (solvant) [83]. Dans le cas du biodiesel, l'huile est généralement extraite de manière industrielle en utilisant de l'hexane [59]. La production de l'huile génère un coproduit appelé tourteau, riche en protéine, qui peut être utilisé en alimentation animale. L'huile obtenue après extraction contient trop

d'impuretés pour servir à la production de biodiesel et doit donc être raffinée. L'huile de palme est importée en Europe par bateau, sur une distance de 10 000 km [4].

La transestérification est l'opération permettant d'obtenir le biodiesel et est la réaction d'un corps gras avec un alcool pour former des esters et du glycérol. De manière générale, pour le biodiesel, le corps gras utilisé est une huile végétale (triglycérides) tandis que l'alcool est du méthanol. La transestérification est de la forme suivante :

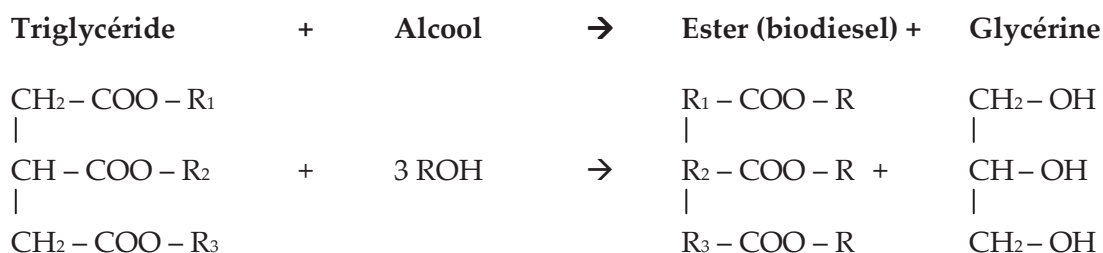


FIGURE 18 – production du biodiesel par transestérification

La réaction nécessite un catalyseur pour briser la molécule de triglycéride et les trois molécules d'alcool. Les catalyseurs employés sont généralement la soude (NaCl), la potasse (KCl), l'acide sulfurique, l'acide chlorhydrique, ainsi que des catalyseurs hétérogènes comme les oxydes métalliques ou les carbonates [84]. Pour chaque mole d'ester obtenue, une mole de glycérol (ou glycérine, les deux termes étant synonymes) est produite et une mole de triglycéride ainsi que trois moles d'alcool sont consommées. La glycérine peut ensuite être valorisée énergétiquement (PCI environ égal à 16 MJ.kg⁻¹) ou bien dans l'industrie chimique (en particulier l'industrie du plastique, mais aussi cosmétique, médicaments, plastiques et agro-alimentaire). La valorisation de la glycérine est indispensable pour assurer la viabilité économique du biodiesel.

3.3.2 L'éthanol

La betterave et le blé sont transportés dans les installations de production d'éthanol par camion, sur une distance moyenne de 50 km [4] tandis que la canne à sucre est mise à fermenter à proximité des cultures à une distance de 20 km [85]. L'éthanol est produit à partir de la fermentation des sucres et dans le cas de la betterave et de la canne à sucre, les matériaux sont mis directement à fermenter tandis que le blé doit subir un maltage préalable afin de casser la molécule d'amidon en sucres simples [74]. L'amidon est réduit en sucres par des enzymes (liquéfaction des polymères d'amidon et saccharification de l'amidon en glucose) et la fermentation est ensuite effectuée par des levures, comme pour la production de l'alcool destiné à la consommation humaine. La fermentation produit des résidus solides qui peuvent être valorisés énergétiquement ou en alimentation animale [86]. C'est une réaction émettrice de CO₂ (considéré comme neutre au niveau des émissions de GES compte-tenu de la neutralité carbone de la biomasse), selon l'équation suivante :



La fermentation produit un liquide contenant seulement 10% d'éthanol et qui ne correspond pas aux caractéristiques souhaitées pour l'utilisation comme carburant. Il est donc nécessaire de lui faire subir deux transformations [60]. Dans un premier temps, le liquide est distillé afin d'obtenir de l'éthanol pur à 95%, appelé « flegmes ». Cette étape est fortement consommatrice d'énergie puisque l'opération s'effectue dans une colonne de distillation qu'il est nécessaire de chauffer afin de séparer l'éthanol de l'eau et de la biomasse. En Europe, l'énergie est principalement apportée par le gaz naturel, même si l'utilisation de biomasse permettrait de réduire les émissions de GES. Les flegmes passent ensuite dans un tamis moléculaire afin d'être purifiées à 99%. L'éthanol obtenu est alors dit « anhydre » et peut être utilisé comme carburant. La production d'éthanol issu de la canne à sucre au Brésil ne requiert pas de gaz naturel car la canne à sucre fournit le matériau végétal nécessaire à l'autosuffisance énergétique de l'installation de distillation. En effet, l'extraction du sucre de canne permet de récupérer la bagasse qui, une fois brûlée, fournit plus d'énergie que nécessaire pour la distillation. L'éthanol de canne étant produit au Brésil (la canne à sucre n'est pas importée telle quelle), il est ensuite acheminé en Europe par bateau.

L'éthanol peut être incorporé directement dans l'essence (moyennant quelques additifs) ou bien transformé avant incorporation en éther éthyle tertio-butyle (ETBE, *ethyl tertiary butyl ether*). La transformation en ETBE permet de compenser la volatilité trop élevée de l'éthanol [87]. L'ETBE est obtenu en raffinerie en faisant réagir l'éthanol avec de l'isobutylène (aussi appelé 2-méthylpropane, C₄H₈) en présence de chaleur et de catalyseurs, selon l'équation suivante :



L'ETBE contient 45% d'éthanol et ne peut donc pas être utilisé pour obtenir des mélanges à haute teneur d'éthanol. En pratique, l'usage de l'ETBE est donc limité à l'essence banalisée dans laquelle les teneurs en éthanol sont faibles.

3.4 Distribution

Dans le cas des mélanges banalisés, l'agrocarburant est incorporé à de faibles teneurs au dépôt, avant d'être distribué de manière conventionnelle aux clients dans les stations services. Compte-tenu des faibles niveaux d'incorporation (de l'ordre de quelques pourcents), le taux de biodiesel n'est pas indiqué à la pompe et le client n'est pas informé. En 2009, la part d'agrocarburant dans les carburants conventionnels était de 4% [54], ce qui est inférieur aux objectifs fixés de 5,75% en 2010 par la directive européenne 2003/30/CE. La distribution du carburant est donc identique aux carburants fossiles purs (transport par camion). En carburant spécifique, le biodiesel est mélangé à hauteur de 30% volumique au carburant conventionnel pour obtenir du B30. Ce carburant n'est pas disponible à la pompe et n'est donc généralement pas utilisé par les particuliers. En 2011, selon les données du constructeur, l'ensemble de la flotte Renault est capable de rouler au B30 sans modification. Le mélange gazole + biodiesel s'effectue généralement au dépôt où viennent s'approvisionner directement les véhicules. En mélange spécifique, l'éthanol est incorporé à hauteur de 85% en

volume dans l'essence (on parle de carburant E85). Ce carburant contient en réalité 85% d'éthanol en été et 70% en hiver (pour des raisons de volatilité du mélange), ce qui porte le taux d'incorporation moyen à 78% volumique. L'E85 est vendu à la pompe dans différents pays (en particulier la France et la Suède) pour les véhicules compatibles. Son schéma de distribution est donc identique aux carburants fossiles.

4 L'électricité

4.1 Généralités

L'électricité est une source d'énergie alternative qui requiert des changements majeurs du véhicule puisque celui-ci doit être équipé d'une batterie (de traction, par opposition à la batterie 12 volts au plomb qui équipe les véhicules thermiques actuels) pour la stocker et d'un moteur électrique pour assurer son déplacement.

Dans le cas des énergies centralisées (nucléaire, charbon, gaz, fioul, grande hydraulique), l'électricité est distribuée sur de longues distances à très haute tension. En effet, lors de son transport, elle est soumise à la résistance du câble qui transforme une partie de l'énergie électrique en chaleur (effet Joule). Pour contrer cet effet Joule, l'électricité est transportée en courant alternatif à des tensions supérieures à 50 000 volts (haute tension type B). L'effet Joule étant inversement proportionnel à la tension, les pertes sont ainsi limitées sur les longues distances. La tension est ensuite abaissée une première fois (basse moyenne tension) puis une seconde fois (220 – 230 volts) afin d'être utilisable pour un usage particulier. En UE-27, les pertes liées à la distribution de l'électricité (différence entre l'énergie produite et l'énergie réellement consommée) sont en moyenne égales à 6,5% en 2009 [88].

Il est possible de produire l'électricité à partir de différentes sources qui composent ce que l'on appelle le « mix » électrique. Le mix électrique d'un pays est dépendant des ressources dont il dispose, de son industrie, des connaissances techniques et des choix politiques effectués. En UE-27 en 2010, 2020 et 2030, la répartition de la production électrique est la suivante :

Énergie	2010	2020	2030
Nucléaire	28%	24%	24%
Charbon	27%	25%	21%
Fioul	2%	2%	1%
Gaz	24%	23%	18%
Biomasse	4%	5%	7%
Hydroélectrique	10%	9%	9%
Éolien	5%	11%	17%
Solaire	<1%	1%	2%
Autres	0%	0%	1%

TABLEAU 12 – origine de l'électricité en UE-27 [89]

On s'attachera ici à développer l'électricité issue du charbon (houille et lignite), du gaz, de l'éolien et du PV. Le fioul et la biomasse représentent une faible part du mix

électrique et ne seront pas abordés. Le nucléaire est une filière dont les chiffres varient fortement, pour laquelle de nombreux paramètres sont complexes à prendre en compte (en particulier concernant la gestion des déchets) et dont la pertinence des données de la littérature est difficile à évaluer. De même, la grande hydraulique est une filière polémique pour laquelle les bilans sont complexes à établir, du fait de la grande durée de vie des barrages et des possibles conséquences de la création de lacs de retenus (destruction de territoires et décomposition de la biomasse au fond des lacs).

4.2 L'électricité à partir du charbon

4.2.1 Caractéristiques du charbon

Le charbon, comme le pétrole, est issu de la dégradation et de la sédimentation de la matière organique. Le terme charbon regroupe des composés de nature très hétérogène qui ont pour point commun, par opposition au pétrole, d'être à l'état solide aux conditions de pression et température standards. Il existe différents grades de charbon, en fonction de leur teneur en carbone (pour un produit sec) :

- la tourbe (teneur en carbone de 50 à 55%), issue de la fossilisation des végétaux sur une période de 1 000 à 7 000 ans, contenant beaucoup d'eau ;
- le lignite (teneur en carbone de 55 à 75%, 30% pour un produit non séché), contenant jusqu'à 50% d'eau, PCI = 8,6 MJ.kg⁻¹ ;
- la houille (teneur en carbone de 75 à 90%, 77% pour un produit non séché), qui correspond au charbon lorsqu'aucune précision n'est apportée, PCI = 19 MJ.kg⁻¹ ;
- l'anhracite (teneur en carbone de 90 à 95%), charbon de très haute qualité, PCI = 27 MJ.kg⁻¹ ;
- le graphite, constitué de carbone presque pur, inutilisé pour la production d'énergie.

D'après Eurostat [90], le charbon utilisé en UE-27 était en 2009 composé à 40% de houille, à 60% de lignite et moins de 1% d'anhracite et de tourbe. Sous le terme charbon, on désignera donc dans les paragraphes suivants uniquement la houille et le lignite tandis que l'anhracite et la tourbe ne seront pas traités.

4.2.2 Extraction du charbon

L'extraction du charbon peut se faire de deux manières, selon que le gisement est affleurant ou non. On distingue ainsi les mines enterrées et les mines à ciel ouvert (profondeur du gisement inférieure à 50 m). Les mines à ciel ouvert (carrières) sont les plus simples et les plus anciennes exploitations. Elles existaient déjà à l'époque romaine voire préromaine [91]. L'extraction à ciel ouvert se déroule de trois façons différentes, selon la typologie du terrain. Pour les terrains plats, l'extraction est

généralement réalisée en bandes successives. Les résidus de la première bande sont mis à côté tandis que ceux des bandes suivantes bouchent les bandes précédemment creusées. Les terrains plus vallonnées sont creusés en suivant le contour des collines alors que la troisième méthode consiste à creuser le sommet d'une colline et à déposer les résidus au fond de la vallée. Les principaux impacts environnementaux de l'extraction à ciel ouvert sont ainsi : la destruction des écosystèmes sur toute la surface de l'extraction, la mise en surface de résidus potentiellement toxiques et la pollution générée par les différentes machines et engins mis en œuvre. Les mines enterrées sont utilisées pour les profondeurs supérieures à 50 m. Elles sont constituées de tunnels creusés directement dans le gisement à extraire. Différentes techniques (mécaniques, explosifs) sont ensuite utilisées pour extraire le charbon et le remonter à la surface. Les impacts de ce type de mines sont moins spectaculaires que celles à ciel ouvert car ils ne causent pas la destruction d'un écosystème sur une grande surface, même si les résidus extraits, sous forme de terrils, possèdent un impact visuel non négligeable. Cependant, elles peuvent permettre à du méthane prisonnier dans le gisement de charbon de s'échapper tandis que le ruissellement dans la mine et sur les résidus ramenés à l'extérieur peut produire des effluents acides ou toxiques [92].

4.2.3 Transport du charbon

D'après Eurostat [90], la houille utilisée en UE-27 en 2008 provient des pays suivants : Pologne (24%), Russie (15%), Afrique du sud (10%), USA (8%), Colombie (7%), Australie (7%), Allemagne (5%), Royaume-Uni (5%), république tchèque (5%), Indonésie (4%), Espagne (3%) et autres (7%). Il est possible de regrouper ces différents pays en grandes zones, permettant de déterminer les distances et les modes de transport entre ces zones d'extraction et les centrales en UE. Les distances sont calculées à partir de l'outil *World port distances* [49]. La figure 19 résume les différentes importations de houille en Europe.

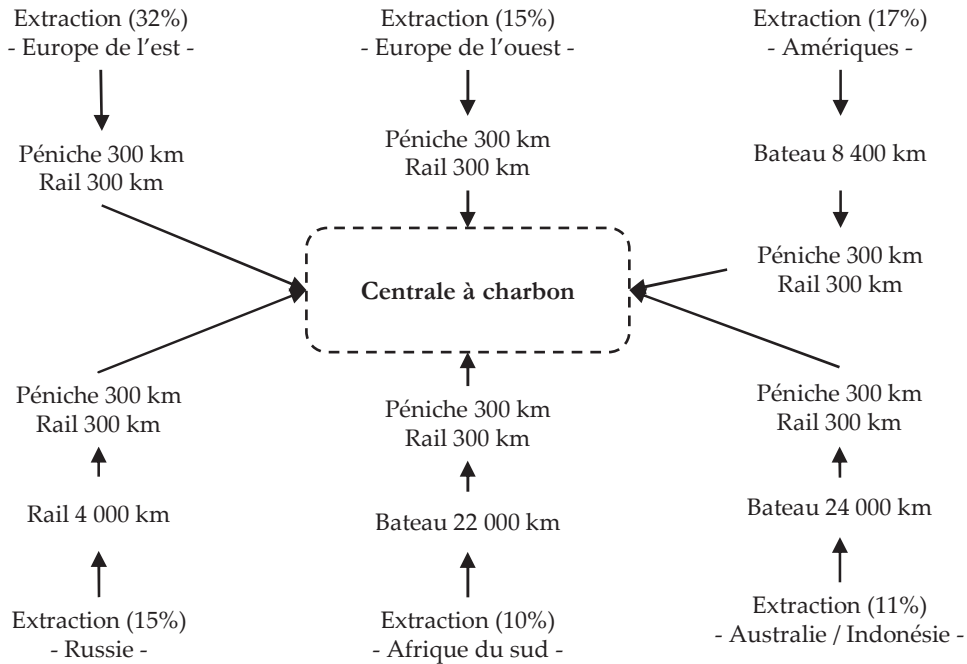


FIGURE 19 – approvisionnement de l'UE-27 en houille

Le lignite, du fait de son faible PCI, reste une ressource consommée localement car son transport présente rapidement des coûts prohibitifs. Par conséquent il est principalement utilisé à proximité des gisements [93] et est transporté par rail ou par péniche sur une distance moyenne de 150 km. Selon Eurostat [90], le lignite utilisé en UE en 2008 provient des zones suivantes : Allemagne (34%), Turquie (14%), Grèce (12%), Pologne (11%), République tchèque (9%), Roumanie (7%), Bulgarie (5%), Estonie (3%), autres (5%).

4.2.4 Centrale thermique

La majorité des centrales au charbon reposent sur le même principe et utilisent le cycle de Rankine. Le charbon est pulvérisé dans une chaudière afin de produire de la chaleur. Celle-ci est utilisée dans une unité de production de vapeur et cette dernière entraîne une turbine en se décompressant. Elle est ensuite condensée dans un condenseur afin d'être renvoyée vers le générateur de vapeur [94].

Le charbon (houille et lignite) possède un contenu en carbone et en soufre élevé, associé à un faible PCI. Par conséquent, les émissions des centrales thermiques au charbon sont fortement émettrices de CO₂ et de SO₂. Ce dernier est maintenant, dans la majorité des centrales, traité afin de diminuer ses émissions. Le rendement des centrales à charbon est relativement faible. Pour 1 MJ de houille brûlée, les centrales produisent de 0,36 MJ [95] à 0,43 MJ [5], [96], l'Agence internationale de l'énergie (AIE) chiffrant à 0,40 le rendement moyen des centrales électrique [97]. Le rendement des centrales au lignite est encore plus bas, de l'ordre de 0,33 [98]. De plus, le charbon contient des teneurs élevées en métaux lourds qui sont rejetés dans l'atmosphère lors de sa combustion. En dépit de cela, le charbon possède un fort potentiel pour la production d'électricité. Il est en effet possible de capturer le CO₂ des gaz de cheminée

grâce à un système de capture et séquestration du CO₂ suivant les étapes suivantes : purification des gaz, capture du CO₂, compression et injection de ce dernier [99]. Cette séquestration permet d'obtenir des centrales n'émettant plus de CO₂, au prix d'une baisse de rendement de l'ordre de 11 à 20% [100]. Il est aussi possible de diminuer les émissions de CO₂ du charbon en remplaçant une partie par de la biomasse [101]. L'électricité, produite à très haute tension, est ensuite distribuée aux consommateurs finals. Les pertes sur le réseau sont donc de 6,5% (Cf. §4.1). La figure 20 récapitule les principales étapes de la production de l'électricité issue du charbon.



FIGURE 20 – schéma synoptique de la production de l'électricité issue du charbon

4.3 L'électricité à partir du gaz naturel

4.3.1 Caractéristiques du gaz naturel

Le gaz, comme le charbon et le pétrole, est issu de la dégradation de la matière organique dans des conditions bien spécifiques. Il est utilisé depuis le III^e siècle [102] mais est devenu une ressource énergétique importante récemment seulement. Cela vient du fait que le gaz naturel était fréquemment vu comme un simple déchet de l'extraction du pétrole et était donc brûlé ou réinjecté [103]. Le constituant principal du gaz naturel est le méthane, hydrocarbure le plus simple existant et possédant le PCI massique le plus élevé. S'y ajoutent différentes impuretés (selon les gisements) dont les principales sont d'autres hydrocarbures (éthane, butane et propane), de l'azote, de l'eau, du CO₂ et de l'hydrogène sulfuré (H₂S). Le principal inconvénient du gaz naturel est sa très faible masse volumique et donc son très faible PCI volumique, qui impliquent qu'il est difficile à stocker en quantités utilisables. A 15 °C et 1 bar, le méthane possède une masse volumique de 0,6709 kg.m⁻³ et un PCI de 50 MJ.kg⁻¹. Il est donc nécessaire de fortement le compresser pour le stocker.

4.3.2 Extraction du gaz naturel

L'extraction conventionnelle du gaz naturel s'effectue à l'aide d'un ou plusieurs puits, reliés aux éléments suivants : un système de collecte du flux gazeux, un module de conditionnement pour enlever les impuretés, un système de récupération des liquides et un système de compression permettant le transport par pipeline [102]. Ces différents systèmes sont principalement alimentés en énergie par une turbine à gaz située sur le site. Une torchère permet de brûler le gaz qui ne peut pas être conditionné.

La liquéfaction consiste à transformer le gaz naturel comprimé en gaz naturel liquéfié (GNL) afin de permettre son transport par bateau. Le GNL est obtenu en refroidissant le gaz naturel à -163 °C. La liquéfaction est un procédé très énergivore qui suit les étapes suivantes : récupération du soufre, déshydratation, récupération du mercure, pré-refroidissement, récupération des condensats (éthane, butane, propane), liquéfaction et récupération de l'azote [104]. Ces étapes sont alimentées en énergie par

une turbine à gaz et l'énergie requise est élevée, variant dans la littérature de 0,075 MJ.MJ⁻¹ [5] à 0,162 MJ.MJ⁻¹ [105].

4.3.3 Acheminement du gaz naturel en UE-27

D'après Eurostat, en 2009 [106], le gaz naturel est originaire des pays suivants : Russie (31%), Norvège (28%), Algérie (13%), Pays-Bas (12%), Qatar (4%), Royaume-Uni (3%), Libye (3%), Nigéria (3%), Trinité et Tobago (2%), Égypte (2%), autres (4%). On constate donc que plus de la moitié (57%) du gaz utilisé en Europe est importée. En utilisant la même méthodologie que pour le pétrole brut et le charbon, ces données permettent de déterminer les distances de transport entre les zones de production et l'UE. De manière générale, la localisation des champs gaziers exploités pour l'Europe est très similaire aux champs pétroliers (mer du nord) avec quelques gisements se situant en plus en Europe de l'est.

Comme pour le pétrole, selon la distance et les considérations politiques et géographiques, deux types de transports sont utilisés : les gazoducs et les méthaniers. Les méthaniers sont principalement utilisés pour transporter le gaz entre l'Afrique (Algérie, Libye, Égypte, Nigéria) et l'UE, le reste du gaz cheminant par gazoduc. Ce dernier requiert la compression du gaz pour le transport. La pression peut fortement varier selon le type de gazoduc, allant de quelques bars à plusieurs dizaines de bars [107]. Elle est généralement maintenue par des compresseurs électriques mais peut parfois aussi utiliser des compresseurs à gaz. Le GNL est transporté dans les méthaniers qui sont des tankers spécialement conçus pour transporter le gaz liquéfié. Le GNL est soumis au phénomène de *boil-off*, c'est-à-dire qu'une partie se vaporise, environ 0,1 – 0,25% par jour. Ce gaz doit être évacué pour ne pas détruire le méthanier mais il n'est pas rentable de le reliquéfier. Il est de fait utilisé pour alimenter les moteurs du méthanier, en complément du fioul [104]. Le GNL ne peut être chargé ou déchargé des méthaniers que dans des ports spécialement équipés appelés « terminaux gaziers ».

4.3.4 Centrale thermique

Comme pour le charbon, *in fine* le gaz naturel est utilisé pour alimenter en énergie une centrale thermique produisant de l'électricité. Les centrales à gaz peuvent être de deux types : turbines à gaz ou cycles combinés. La technologie la plus employée est la turbine à gaz. Ainsi, contrairement au charbon, la centrale à gaz ne fait pas appel à un générateur de vapeur. La turbine est alimentée par de l'air sous pression ainsi que du gaz naturel brûlé qui se détend, entraînant la turbine produisant l'électricité. Le cycle combiné récupère la chaleur issue de ce système et y ajoute un cycle de Rankine, en produisant de la vapeur qui alimente une seconde turbine [108]. Ce type de centrale peut posséder des rendements supérieurs à 50% mais est peu utilisé actuellement.

Le bon rapport hydrogène / carbone du gaz naturel (4/12 pour le méthane pur) permet d'obtenir des émissions de CO₂ plus faibles que dans le cas du charbon ou du fioul. De plus, le gaz naturel contient moins d'impuretés et brûle mieux, limitant les émissions

de polluants. Seules les émissions de NO_x restent problématiques. La centrale est d'autant plus « propre » si le gaz est passé par une étape de liquéfaction, cette dernière permettant d'éliminer une grande part des impuretés. Comme dans le cas de la centrale à charbon, l'électricité issue du gaz naturel est centralisée et présente donc des pertes en ligne durant sa distribution égales à 6,5% (Cf. §4.1). La figure 21 récapitule les principales étapes de la production d'électricité issue du gaz naturel.

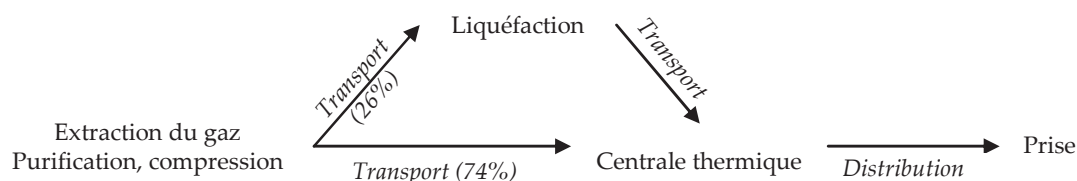


FIGURE 21 – schéma synoptique de la production d'électricité issue du gaz naturel

4.4 L'électricité éolienne

L'énergie du vent est l'une des premières énergies utilisées par l'homme. Ainsi, au moyen-âge, les moulins fournissaient l'énergie nécessaire à la production de la farine nécessaire à la production du pain consommé par la population. La généralisation des centrales au charbon, puis au gaz et nucléaire, ont rendu la part de l'éolien progressivement marginale dans la production d'énergie. Néanmoins, l'éolien est actuellement la source renouvelable connaissant le plus fort développement. La part de l'éolien dans le mix électrique européen, égale à 5% en 2010, devrait atteindre 17% en 2030 [89].

Une éolienne est une génératrice électrique dont l'axe de rotation est entraîné par des pales, elles-mêmes entraînées par le vent. Ce dernier constitue une énergie abondante, en particulier en mer, sur les littoraux et en plaine. Le rendement des éoliennes est dépendant de la force du vent sur le site où elles sont implantées. Par ailleurs, le vent n'étant pas constant tout au long de la journée ou de l'année, il faut garder à l'esprit que l'énergie éolienne est intermittente et certains champs peuvent produire très peu d'électricité lorsque les conditions climatiques ne sont pas adaptées. De même, un vent trop fort peut pousser à arrêter les éoliennes afin de ne pas les endommager. La puissance fournie par une éolienne dépend de deux paramètres : sa puissance nominale et la force du vent. La puissance nominale installée est elle-même dépendante de la force du vent. Ainsi, plus les vents sont forts et constants, plus la puissance nominale installée peut être importante. En Europe, les puissances installées vont de 0,8 MW à 2,3 MW. Les éoliennes installées en mer (éoliennes dites « *offshore* ») peuvent posséder des puissances plus importantes, compte-tenu des conditions favorables auxquelles elles sont soumises. Néanmoins, ce type d'éolienne représente une part marginale de la puissance installée en Europe, les éoliennes *offshore* étant principalement installées au Danemark. Les éoliennes installées en Europe sont toutes répertoriées [109] et, à l'aide d'un échantillonnage aléatoire de ces éoliennes, il est possible de déterminer une puissance nominale installée moyenne de 2 MW *onshore*. La puissance délivrée par l'éolienne correspondrait à la puissance nominale si le vent reçu était constant toute l'année. Le vent étant variable et intermittent, la puissance

délivrée correspond à la puissance nominale multipliée par le facteur de charge. Le facteur de charge, compris entre 0 et 1, dépend de la force du vent et de sa constance et se définit pour un an. En Europe du nord, ce facteur de charge en *onshore* est de l'ordre de 20% tandis qu'il est proche de 28% sur les côtes méditerranéennes.

Les impacts environnementaux de l'énergie éolienne sont uniquement liés à sa fabrication et son démantèlement. À l'usage, les éoliennes n'émettent rien et nécessitent une maintenance réduite. Une éolienne peut être distinguée en deux parties : la partie fixe, qui est constituée du mât et des fondations, et la partie mobile, composée de la nacelle et des pales. Les pales ont une taille moyenne de 39 mètres et sont composées d'acier inoxydable et de fibre de verre (pour un poids moyen d'environ 6,5 t) [110]. Elles sont en général au nombre de trois pour les éoliennes modernes et sont attachées ensemble par un moyeu en acier. Celui-ci est relié à la génératrice électrique installée dans la nacelle. La nacelle est généralement motorisée et équipée d'une girouette ce qui permet d'orienter en permanence les pales dans le sens du vent. Le mât est produit à l'aide de feuilles d'acier roulées pour obtenir la taille et la forme souhaitée puis est peint. Les fondations nécessitent de couler environ 500 m³ de béton. L'électricité générée par l'éolienne est déjà en courant alternatif et le voltage est ajusté pour pouvoir l'injecter sur le réseau.

Les éoliennes utilisées en Europe sont principalement conçues et construites en Europe. Les pales, le mât et la nacelle sont généralement transportés séparément par des convois routiers spécifiques. Il n'est en effet pas possible de transporter l'éolienne entière pour des raisons évidentes de logistique. Les différentes parties sont ensuite assemblées sur le site. La durée de vie moyenne retenue d'une éolienne est d'environ 20 ans ([110], [111], [112], [113], [114], [115], [116], [117]) même si des durées plus importantes peuvent être rencontrées dans la littérature [118]. À l'issue de ces vingt ans, l'éolienne est à nouveau démontée et les différentes parties sont envoyées en recyclage. Une part importante des matériaux de l'éolienne peut être recyclée, en particulier l'acier mais aussi le cuivre, les huiles et les graisses et l'aluminium. Les plastiques sont incinérés et le béton peut être envoyé en décharge ou valorisé comme remblai. La figure 22 récapitule les différentes étapes de production de l'électricité éolienne.

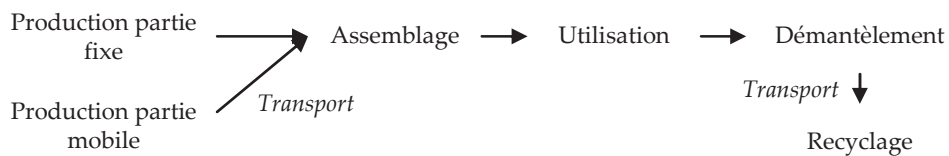


FIGURE 22 – schéma synoptique de production de l'électricité éolienne

4.5 L'électricité photovoltaïque

4.5.1 Généralités

L'électricité photovoltaïque (PV) consiste en la conversion de l'énergie solaire en énergie électrique. On oppose ainsi le solaire « photovoltaïque » au solaire « thermique » dont l'objectif est de produire de la chaleur à partir de l'énergie solaire.

Lorsqu'un photon lumineux est absorbé par le matériau du panneau PV, il éjecte un électron de niveau d'énergie inférieur vers un niveau d'énergie plus élevé, créant une paire électron-trou. Cette paire électron-trou revient normalement à l'équilibre en convertissant l'énergie électrique ainsi formée en énergie thermique. La cellule PV permet de récupérer l'énergie électrique à l'aide d'un matériau semi-conducteur. Les cellules ont des caractéristiques courant / tension bien définies qui sont généralement insuffisantes pour les applications souhaitées (tension inférieure au volt et puissance de quelques watts seulement). Elles sont donc mises en série afin d'obtenir un module. Ce dernier est fixé à l'aide d'un cadre, généralement en aluminium. Enfin, différents composants électroniques (câbles et onduleur) servent à relier le panneau PV au réseau, en particulier en convertissant le courant continu sortant des panneaux en courant alternatif adapté à la tension du réseau. La génération d'électricité PV fait systématiquement appel à des cellules, des connexions électriques, un système de maintien (cadre) et différents systèmes électroniques régulant ou modifiant les caractéristiques du courant de sortie (généralement regroupés sous l'appellation « BoS », *balance of the system*) [119]. Cependant, le terme « photovoltaïque » regroupe un grand nombre de technologies différentes qui peuvent être classées de la manière suivante :

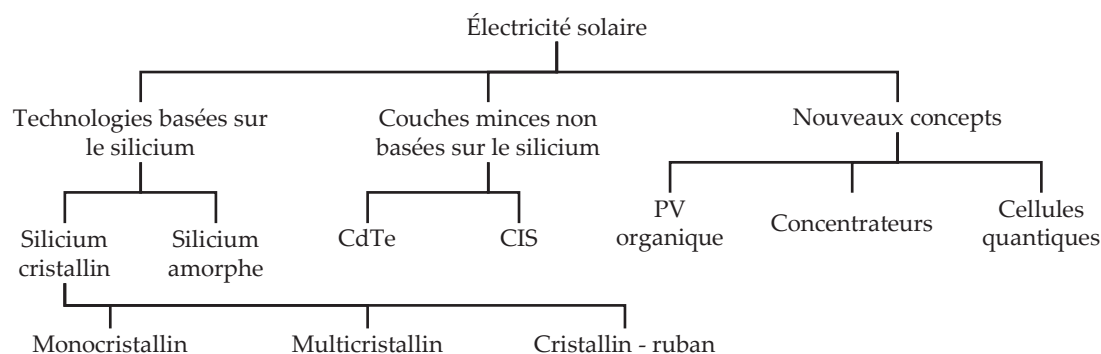


FIGURE 23 – technologies PV, d'après [120]

Toutes ces technologies sont plus ou moins matures. Ainsi, en 2010, la répartition du parc installé en Europe était la suivante (tableau 13) :

Technologie	Part installée
Cuivre – Indium – Silicium (CIS)	2%
Multicristallin (multi-Si)	43%
Monocristallin (mono-Si)	37%
Silicium ruban	<1%
Silicium amorphe (a-Si)	5%
Tellure de cadmium (CdTe)	13%

TABLEAU 13 – répartition des différentes technologies photovoltaïques installées en Europe en 2010 [121]

Certaines technologies sont majoritaires : le silicium multicristallin (multi-Si), le silicium monocristallin (mono-Si) et le tellure de cadmium (CdTe). Ces trois

technologies représentant 93% des panneaux installés en Europe, on ne développera que celles-ci dans les paragraphes suivants.

L'énergie PV est une énergie décentralisée, qui peut être apportée par des petits producteurs (résidence individuelle) ou des grandes centrales (de l'ordre de 100 MW, [122]). Selon la zone géographique, l'irradiance solaire reçue par le panneau peut fortement varier. La puissance d'un panneau PV est définie en watts crêtes (W_c), qui correspondent à sa puissance sous une irradiance de $1\,700\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. Cette valeur sert à comparer les panneaux entre eux mais ne représente pas la puissance réelle délivrée par le panneau. Celle-ci est en effet dépendante de l'irradiance solaire reçue, qui varie en fonction de la latitude et du climat. La figure 24 présente les différentes valeurs d'irradiance reçue en Europe. Celle réellement reçue en Europe est très différente des $1\,700\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ utilisés pour le calcul des watts crêtes. Elle va ainsi de $955\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ au Royaume-Uni à $1\,660\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ pour l'Espagne, la France représentant la moyenne de l'UE avec une irradiance égale à $1\,200\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. Le rendement du panneau (η) est fonction de sa puissance nominale (P , en W_c), de l'irradiance (Irr , $W\cdot\text{m}^{-2}$) et de la surface efficace du panneau (S , m^2), selon l'équation suivante :

$$\eta = \frac{P}{Irr \cdot S} \quad (19)$$

Pour un panneau moyen orienté plein sud, incliné à 45° et exposé à une irradiance de $1\,700\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$, le rendement est compris entre 14% et 19%, les panneaux multi-Si étant moins performants que les panneaux mono-Si [119]. Le rendement moyen des panneaux vendus par les fournisseurs actuels, sous une irradiance de $1\,200\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ est ainsi le suivant : mono-Si (13,1%), multi-Si (12,8%), CdTe (9,6%). Les rendements ci-dessus représentent la moyenne du panneau durant toute sa durée de vie (30 ans), ceux-ci diminuant au fur et à mesure du vieillissement du panneau.

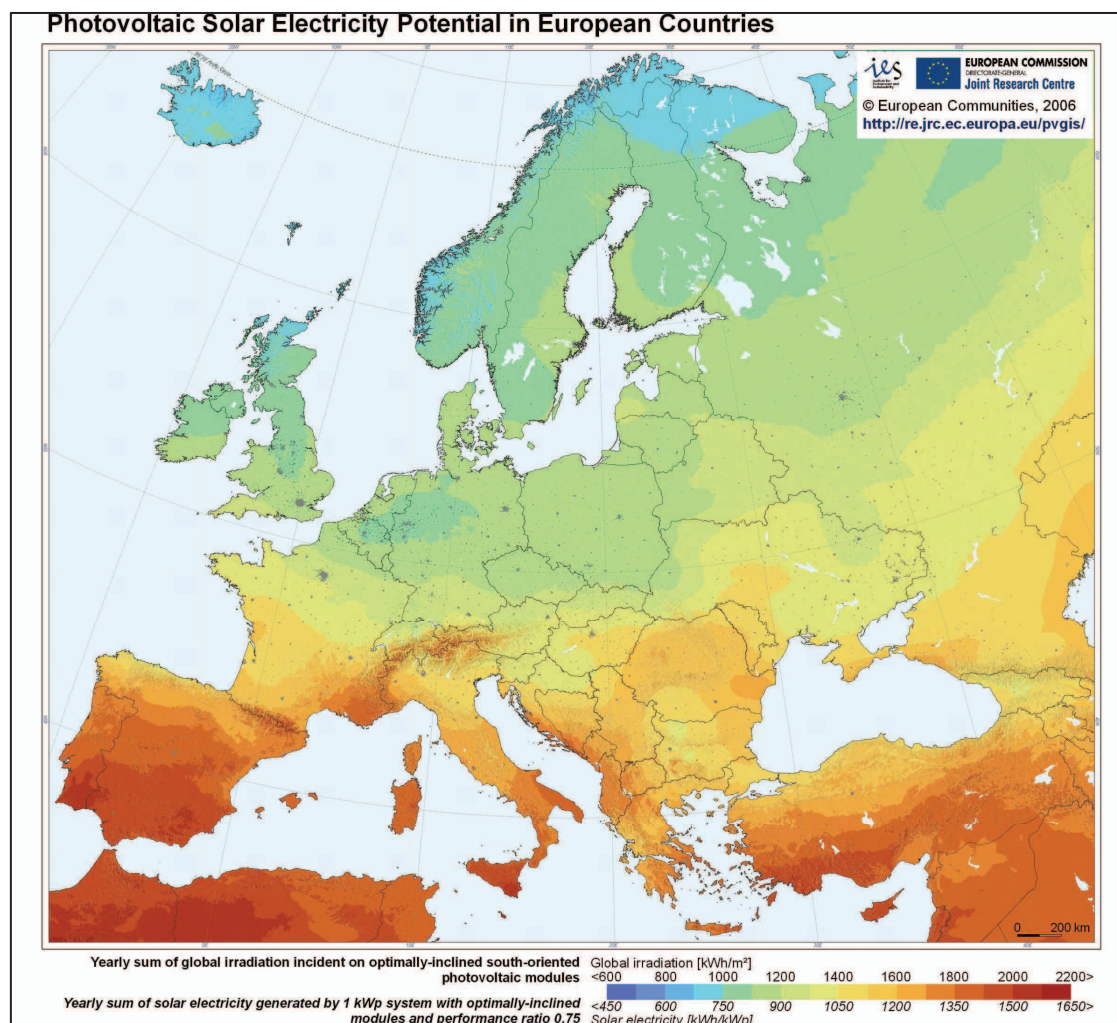


FIGURE 24 – carte de l'irradiance solaire reçue en Europe [123]

L'énergie PV représente une part négligeable du mix électrique européen, de l'ordre de moins de 1% en 2010 en UE-27 [89]. Elle ne sera pas amenée à jouer un rôle important dans les années à venir, représentant toujours 1% en 2020 et 2% en 2030 [89]. Elle est néanmoins en progression puisque la production aura été multipliée par six entre 2010 et 2030. Les subventions jouent un rôle prépondérant dans le développement du PV, l'énergie pouvant être revendue à des tarifs préférentiels, notamment en France. La multiplication des projets, tels que l'installation de panneaux solaire à l'usine Renault de Flins (Haute-Normandie) ou les nombreuses volontés d'équiper les parkings dédiés à la recharge des véhicules électriques en PV justifient de s'y intéresser ici.

4.5.2 Les panneaux au silicium cristallin

Les panneaux au silicium cristallin présentent un rendement compris entre 14% et 19% [119], les panneaux multi-Si possédant un rendement légèrement moindre que les mono-Si. Les panneaux sont constitués de modules, eux-mêmes issus de l'assemblage de cellules. La fabrication d'un panneau cristallin suit les étapes suivantes :

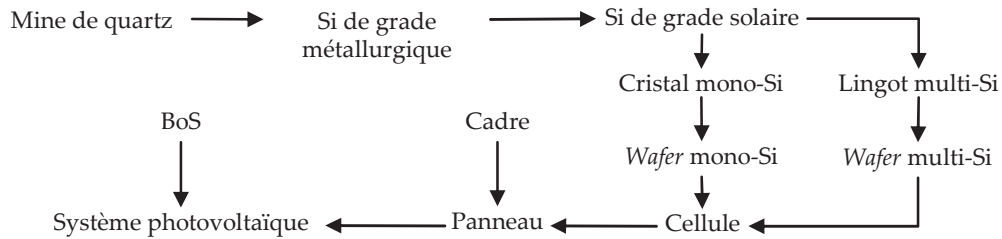


FIGURE 25 – étapes de la fabrication d'un panneau PV cristallin, d'après [124]

Le quartz est obtenu à partir du sable. La silice contenue dans le quartz est transformée en silicium de qualité métallurgique à l'aide d'un four à arc électrique dans lequel sont introduits des matériaux contenant du carbone. Le silicium possède alors une pureté minimale de 96% et moyenne de 98,5% [125]. La réaction se produisant dans le four est la suivante :



Le silicium métallique est ensuite purifié pour atteindre le grade solaire à l'aide du procédé Siemens. Les impuretés contenues dans le silicium sont alors de l'ordre du ppb – ppt [125]. Le silicium est ensuite découpé pour obtenir des cellules PV. Les procédés diffèrent alors, selon que l'on souhaite obtenir une cellule multi ou mono-Si. Ces dernières sont obtenues à l'aide du procédé Czochralski [36] qui permet de former des cristaux à partir de ressources en silicium de formes et tailles variées. Le *wafer* obtenu est de forme arrondie et est donc découpé avant son incorporation dans une cellule PV. Dans le cas du multi-Si, des *wafers* rectangulaires sont obtenus à partir des procédés Bridgeman ou *block-casting*. Cela permet d'éviter les pertes importantes en silicium lors de la fabrication de la cellule par rapport au cristal mono-Si arrondi et permet d'obtenir des cellules de moindre coût, compensant le rendement plus faible du multi-Si [125]. Le silicium est ensuite disposé en deux couches dopées, une couche N (négative, dopée au bore) et P (positive, dopée au phosphore). La face avant de la cellule (couche N) est ensuite équipée d'une grille conductrice permettant de récupérer le flux d'électron éjecté par les photons incidents. Une seconde grille conductrice, située sous la couche P, permet de boucler le circuit électrique. Les cellules sont ensuite recouvertes d'EVA (éthylène vinyle acétate) pour les protéger du milieu extérieur puis sont recouvertes d'une couche de verre. Elles sont finalement montées en série pour former des modules, intégrés dans un système PV. Les panneaux sont composés des matériaux suivants : verre (constituant majoritaire), EVA (deuxième constituant) et éléments traces (aluminium, cuivre, argent, plomb, nickel, polyester, adhésif, etc.) [126], [127]. La figure 26 récapitule le principe de fonctionnement de la cellule PV.

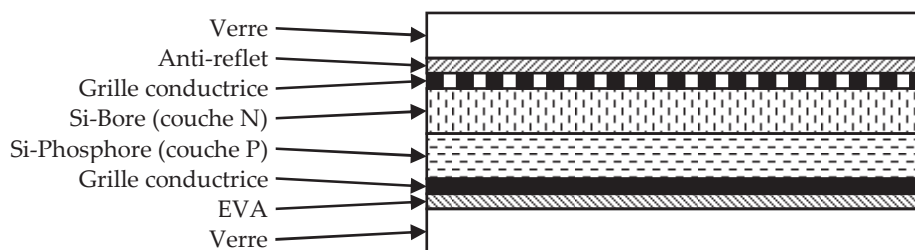


FIGURE 26 – composition d'une cellule photovoltaïque au silicium cristallin, d'après [121]

Pendant longtemps, le silicium de qualité solaire était obtenu à partir des résidus de l'industrie électronique. Cela permettait de s'approvisionner à bon marché. L'essor des panneaux PV a progressivement requis l'émergence d'une filière de silicium dédiée. En 2004, il subsistait une faible part de silicium issue de l'industrie électronique [128]. En 2007, cette part s'élevait à 8% [129]. La durée de vie communément admise des panneaux cristallins est de 25-30 ans ([32], [126], [127], [128], [130], [131], [132], [133], [134], [135]) même si certains auteurs retiennent des durées de vie plus courtes [136], [137], [138]. L'onduleur possède une durée de vie plus courte, de l'ordre de dix ans [131], [139]. Pour le moment, le recyclage des panneaux mono-Si et multi-Si est peu développé. Le silicium est mis en décharge, tandis que le verre peut être fondu. Les grilles conductrices ainsi que les cadres en aluminium peuvent être recyclés, de même que les câbles en cuivre et les métaux contenus dans l'onduleur. Enfin, les matières plastiques (EVA, gains de câbles, boîtiers, etc.) sont incinérées.

4.5.3 La technologie CdTe

Bien que n'utilisant pas de silicium, le principe de fonctionnement des cellules CdTe est le même que les panneaux cristallins. Les cellules CdTe sont composées d'une couche P et d'une couche N, recouvertes par une grille conductrice permettant au courant de circuler et protégées par une couche d'EVA et de verre. La couche P est composée de tellure de cadmium (CdTe) tandis que la couche N est généralement formée de sulfure de cadmium (CdS). La figure 27 résume les différentes couches utilisées. Les panneaux sont ainsi composés de verre (composant majoritaire, comme dans le cas des panneaux au silicium cristallin), d'EVA, de tellure de cadmium et d'éléments traces (sulfure de cadmium, cuivre, oxyde d'étain, etc.) [138], [140].

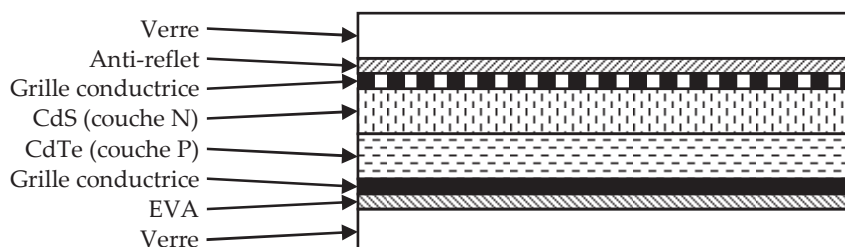


FIGURE 27 – technologie CdTe, d'après [138]

La durée de vie des panneaux CdTe est similaire aux panneaux cristallins [138], [140], de même que les composants du BoS. Les panneaux CdTe peuvent être recyclés en suivant les étapes suivantes :

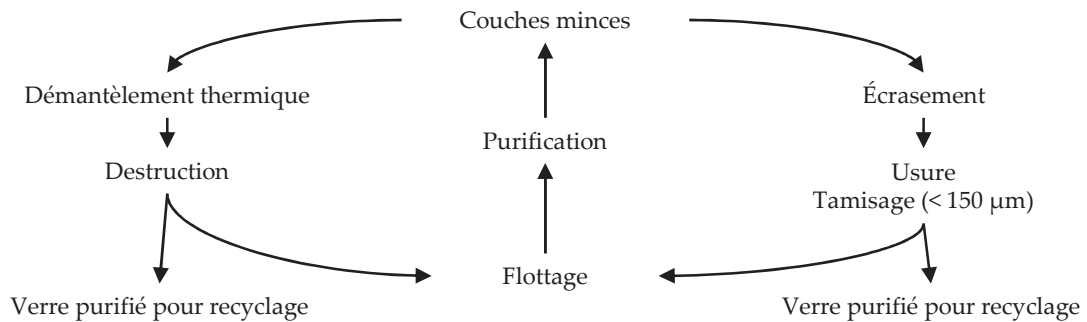


FIGURE 28 – recyclage des panneaux CdTe, d'après [140]

5 Bilan

En conclusion, trois groupes d'énergies seront étudiées dans ce travail de thèse : les carburants fossiles liquides, l'électricité et les agrocarburants.

Les carburants fossiles liquides sont constitués de l'essence (référence) et du gazole.

L'électricité étudiée est issue des sources fossiles suivantes : la houille, le lignite et le gaz naturel. Par ailleurs, les sources renouvelables suivantes ont aussi été retenues : éolien et photovoltaïque (monocristallin, multicristallin, tellures de cadmium et mix européen).

Les agrocarburants sélectionnés sont issus de la première génération et sont les suivants : biodiesel (colza, tournesol et palme importée) et éthanol (blé, betterave et canne à sucre importée).

Chapitre 3 L'analyse de cycle de vie

*C*E troisième chapitre se décompose en trois parties. La première décrit les principes et le fonctionnement de l'analyse de cycle de vie (ACV), en s'attachant en particulier à décomposer les cinq étapes (objectifs, cadre, inventaire, évaluation des impacts, interprétation) ainsi que les principaux enjeux méthodologiques. La deuxième partie dresse un état de l'art des méthodes d'évaluation des impacts au niveau midpoint, en se focalisant sur les méthodes suivantes : EDIP97, CML 2001, IMPACT 2002+, EDIP2003 et ReCiPe 2008. Enfin, la troisième partie réalise une revue des ACV de carburants existantes. Les deux premières parties permettent d'apporter les informations nécessaires aux choix d'une méthodologie et à la définition de la problématique des impacts locaux telles que posée dans le chapitre 4. La troisième partie fournit des données et des résultats comparatifs pour le chapitre 5 (inventaire de cycle de vie du puits au réservoir).et justifie l'étude de la phase véhicule telle que définie dans le chapitre 6

1 L'analyse de cycle de vie

1.1 Principes et enjeux

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une démarche volontaire visant à quantifier les impacts environnementaux d'un produit ou d'un système sur tout son cycle de vie. Cette méthode est née aux États-Unis dans les années 70 avec les premiers bilans énergétiques de procédés. Elle s'est par la suite propagée en Europe, en particulier aux Pays-Bas et en Suisse où se sont effectuées les principales avancées méthodologiques. Deux caractéristiques sont propres à l'ACV par rapport aux autres outils d'évaluation environnementale : l'étude sur le cycle de vie complet du produit ou du procédé et la traduction des émissions et flux de matières en indicateurs environnementaux couvrant un champ exhaustif d'impacts. La figure 29 résume les principaux fondements de l'ACV. Un premier cycle (le cycle central) permet de mettre en avant les principales étapes de la vie d'un produit et le flux de matière entre les différentes étapes : conception et développement (en général négligeables), production, utilisation, collecte et tri et recyclage. En dehors du cycle se trouvent les étapes nécessaires à la production (qui contiennent un cycle secondaire de tri et recyclage) ainsi que celle de traitement des déchets non recyclables. Chacune de ces étapes utilise des ressources primaires (énergie et minerais) et rejette des déchets et des émissions polluantes.

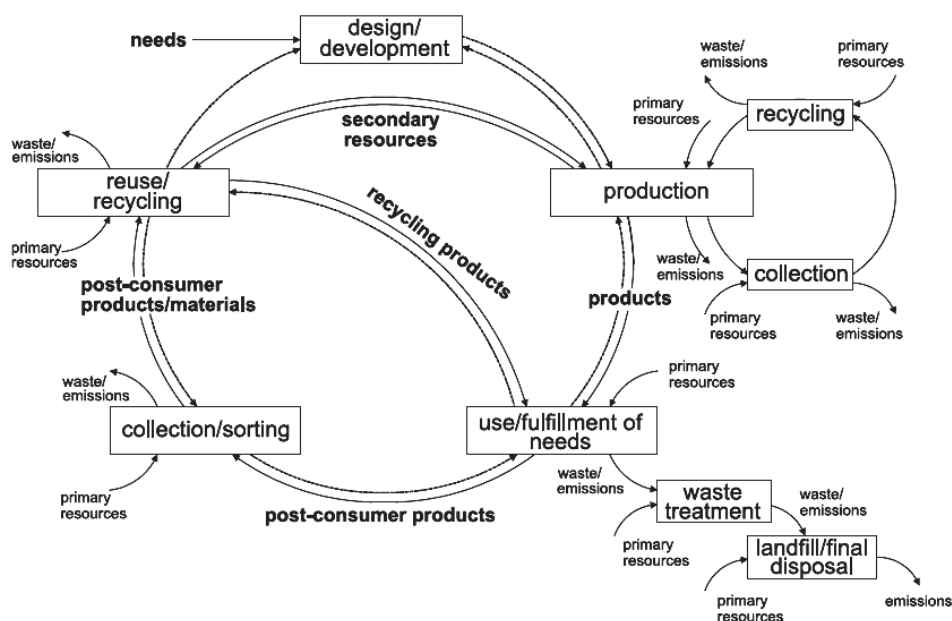


FIGURE 29 – cycle de vie générique d'un produit [141]

L'ACV est une démarche normalisée qui se déroule en cinq étapes, définies par les normes ISO 14040 et 14044 (la norme ISO fournit le protocole à suivre et l'ACV est ainsi à la fois un protocole et une méthode de calcul). Ces étapes sont : la définition des objectifs, le cadre de l'étude, la réalisation de l'inventaire de cycle de vie (ICV), la traduction en impacts environnementaux et l'interprétation. En théorie, ces cinq étapes

se déroulent successivement. Cependant, il n'est pas rare que la réalisation de l'inventaire conduise à redéfinir la portée de l'étude ou que l'interprétation amène à corriger l'inventaire. Les cinq étapes de l'ACV sont décrites dans les paragraphes suivants.

1.2 Définition des objectifs et du cadre

Cette étape est primordiale dans la réalisation d'une ACV car elle détermine les objectifs de l'étude et les frontières du système étudié. Les objectifs de l'étude permettent d'estimer le niveau de détails requis lors de la phase d'inventaire. Ils permettent aussi de préciser les différents impacts environnementaux à évaluer durant l'étude. Selon les objectifs fixés, il est ainsi possible de réaliser des ACV dont le périmètre d'étude est volontairement simplifié ou portant sur un seul impact (fréquemment les gaz à effet de serre, GES). Pour l'automobile, trois objectifs sont identifiés : décision stratégique, comparaison entre deux produits et éco-conception d'un sous-ensemble (identification des points critiques d'impact).

C'est aussi dans cette étape qu'est définie l'unité fonctionnelle (UF) de l'étude. Cette définition est fondamentale car le choix de l'UF va conditionner les résultats de l'étude. Si l'on souhaite comparer les résultats de différentes ACV entre eux, il est primordial de connaître les UF des différentes études et de s'assurer qu'elles sont comparables. La définition de l'UF est d'autant plus importante dans le cas d'une ACV comparative. Les systèmes comparés doivent en effet remplir la même fonction (définie par un usage délimité dans l'espace et le temps).

1.3 Inventaire de cycle de vie

Il s'agit ici de faire l'inventaire de toutes les substances émises et de toutes les ressources consommées par le ou les système(s) décrit(s) dans l'étape 1. D'où l'importance de cette dernière car elle va déterminer la quantité de données qui sera nécessaire (la réalisation de l'ICV est l'étape requérant le plus de temps). Pour chacune des étapes du cycle de vie, il appartient de définir les ressources et produit entrant, les émissions (dans l'air, dans l'eau et dans le sol), les déchets et le produit fini. Par définition, l'ACV considère généralement deux compartiments, l'un ayant une influence sur l'autre : l'anthroposphère et l'écosphère [142]. L'anthroposphère (appelée aussi « technosphère ») représente toutes les activités humaines et a un impact sur l'écosphère, qui correspond aux quatre compartiments de l'environnement (atmosphère, hydrosphère, lithosphère et biosphère). L'ACV d'un produit se compose généralement d'une suite de procédés permettant de représenter l'intégralité du cycle de vie. La figure 30 décrit une étape correspondant à un procédé, avec ses différentes interactions avec l'écosphère. Les produits entrants sont des procédés en amont de la chaîne de production tandis que le produit sortant correspond à l'entrée du procédé suivant.

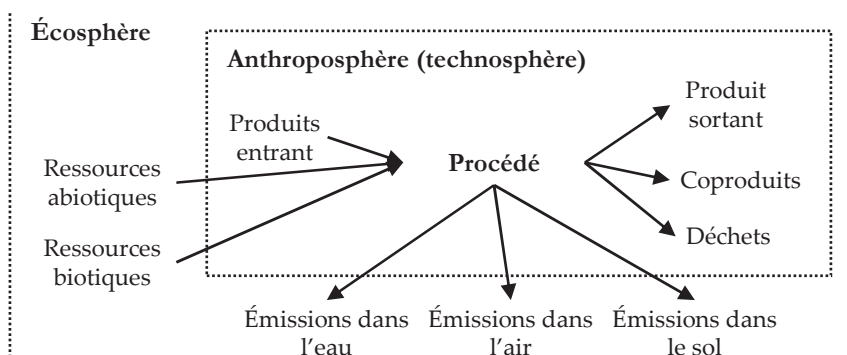


FIGURE 30 – description d'une étape de l'inventaire de cycle de vie

La possibilité pour un procédé de générer à la fois un produit et des coproduits pose un problème méthodologique car il serait incorrect d'attribuer au seul produit du système remplissant la fonction définie par l'UF l'intégralité des émissions polluantes si d'autres produits valorisables sont générés. Il est possible de résoudre ce biais de trois manières différentes. Dans un premier cas, on essaie de décomposer ce procédé en procédés plus élémentaires, permettant ainsi d'associer les émissions à chaque unité élémentaire et donc à chaque produit. Cette solution doit être privilégiée mais est rarement possible. La deuxième solution consiste à réaliser une allocation des coproduits au prorata. On se base pour cela sur une qualité intrinsèque du produit et des coproduits : la masse, le contenu énergétique ou le coût. Le schéma qui suit décrit le principe de l'allocation au prorata pour un même procédé, en fonction de l'allocation choisie.

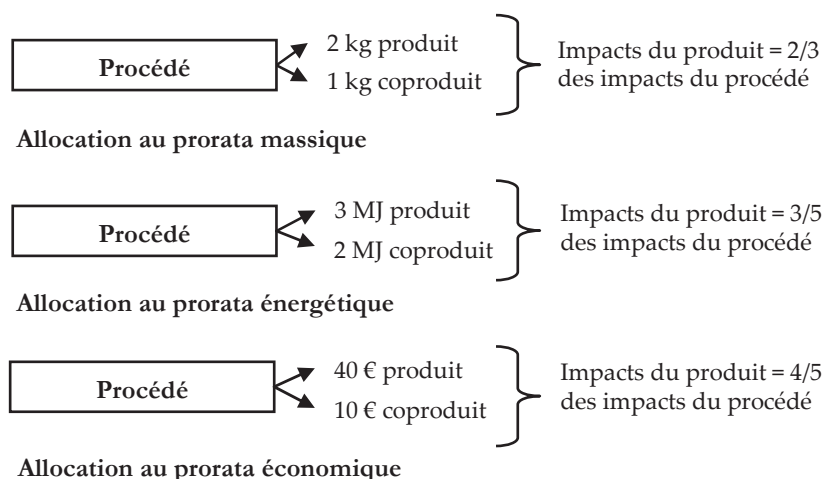


FIGURE 31 – modes d'allocation au prorata des coproduits dans l'ACV

Le choix du prorata à utiliser dépend des produits et coproduits générés. Le prorata massique est fréquemment utilisé. Toutefois, dans le cas des produits énergétiques (tels les carburants), l'allocation énergétique est plus représentative puisque la valeur de ces produits est intrinsèquement liée à leur contenu énergétique. L'allocation économique s'utilise souvent dans le cas où un procédé produirait de grandes quantités de coproduits à faible valeur ajoutée et une faible quantité de produit à forte valeur ajoutée, ce qui est typiquement le cas pour la production de médicaments. Elle

peut aussi s'utiliser lorsque le coût est plus représentatif d'une valeur physique arbitraire. Toutefois, il faut bien choisir les coûts (production, vente, taxes comprises, etc.) et s'assurer que leur volatilité ne remet pas en cause les résultats. La troisième solution est celle recommandée par la norme ISO lorsque la décomposition en processus élémentaires n'est pas possible. Elle consiste à étendre les frontières du système afin de tenir compte des coproduits. On parle alors de méthode par substitution des impacts (Cf. figure 32).

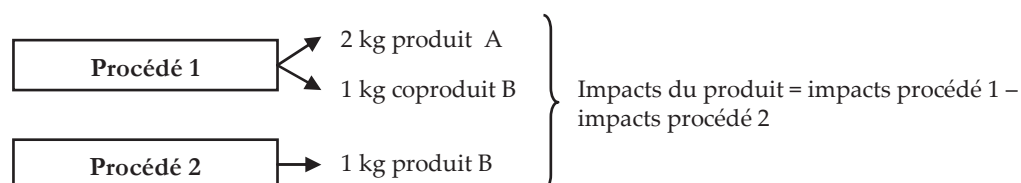


FIGURE 32 – allocation par substitution des coproduits dans l'ACV

Cette méthode peut toutefois s'avérer très complexe à mettre en œuvre, notamment lorsque le procédé de substitution produit lui aussi des coproduits ou est un coproduit d'un autre procédé. Cela peut conduire alors à un système dont les frontières sont étendues à l'infini [80].

1.4 Évaluation des impacts

L'évaluation des impacts est la troisième étape de l'ACV (cette section ainsi que la suivante ont été publiées dans le journal « Les techniques de l'ingénieur » [143]). Elle consiste à traduire les flux de substances répertoriés dans l'ICV en un certain nombre d'impacts environnementaux potentiels explicites. La notion d'impact peut se définir comme l'action d'un système-source sur un système-cible qui implique un changement d'état de ce dernier. Le système-source correspond au système étudié par l'ACV tandis que le système-cible est une composante de l'environnement, à savoir l'homme, la faune, la flore ou l'écosystème. Une substance donnée peut causer un impact primaire suivi de plusieurs impacts secondaires, que l'on peut qualifier de chaîne d'impacts (Cf. figure 33). Lorsque les impacts retenus s'arrêtent à un changement d'état d'un système cible, on parle d'impact *midpoint*. L'impact *midpoint* peut être choisi tout le long de la chaîne d'impact, et l'on cherche normalement à le définir là où il existe un mécanisme environnemental commun pour toutes les substances contribuant à l'impact. Si la chaîne d'impact est poussée jusqu'à la quantification des dommages sur le système-cible, on parle alors de niveau *endpoint*. Cette différenciation est majeure en évaluation des impacts car elle représente deux approches différentes et les méthodologies se définissent souvent comme *midpoint* ou *endpoint* (Cf. figure 33). Les méthodologies les plus récentes tendent toutefois à regrouper les deux approches, laissant à l'utilisateur le choix entre les indicateurs (IMPACT 2002+, ReCiPe 2008, IMPACT World 2012+).

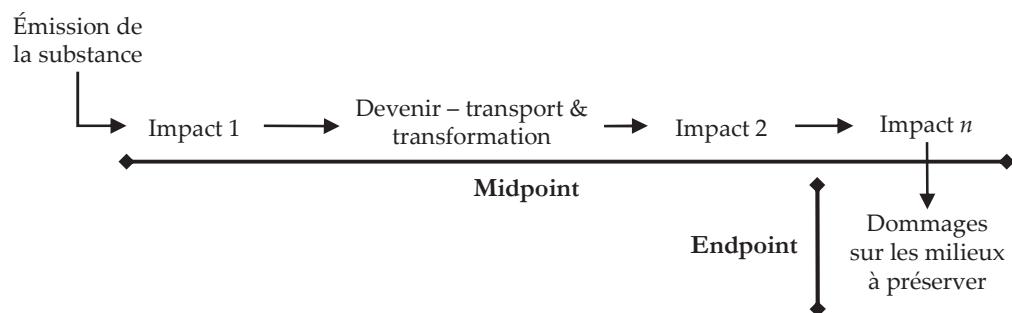


FIGURE 33 – méthodologie de calcul des impacts en ACV

Pour déterminer l'impact potentiel d'une substance sur un système-cible, il est nécessaire de prendre en compte de nombreux paramètres. En effet, l'impact est caractérisé par une combinaison de certains ou tous les paramètres suivants : action de la source, exposition, accessibilité et sensibilité des cibles. Plus en détails, on peut considérer que l'impact d'une substance sur l'environnement dépend généralement des caractéristiques suivantes : quantité et concentration de l'émission, mobilité et tendance à la dispersion, persistance dans le milieu (dépendante des vitesses de dégradation), accumulation (dans les sédiments ou dans les tissus vivants), synergie avec d'autres substances ou transformation en d'autres produits dans l'environnement et effet nuisible (sur les êtres humains, les animaux, les plantes, les écosystèmes et les autres cibles non vivantes). La communauté scientifique a construit et construit toujours des modèles intégrant ces paramètres et permettant de prédire la contribution d'une substance à un paramètre donné. Ainsi, pour chaque substance et chaque impact, un facteur de caractérisation (FC) est défini comme la résultante du sort, de l'exposition et de l'effet. *In fine*, chacun des impacts se présente sous la forme suivante :

$$\text{Indicateur d'impact} = \sum_{1 \rightarrow i} (n_i \times FC_i) \quad (21)$$

Chaque indicateur est ainsi la somme des masses n des substances i par un facteur de caractérisation FC pour chaque substance i . On voit donc que l'évaluation des impacts est un compromis entre rigueur scientifique et praticité.

La normalisation est une étape facultative supplémentaire permettant de mesurer la contribution relative du système ou du produit étudié à un impact environnemental donné, en le divisant par l'impact environnemental d'une situation de référence [144]. Pour cela, il est nécessaire de connaître toutes les émissions de la situation de référence ayant une influence sur l'impact normalisé. Le calcul de l'impact de la situation de référence se fait selon l'équation suivante, dans laquelle $A_{e,s}$ représente le score environnemental de la situation de référence s sur un impact environnemental e (en $\text{kg}_{\text{eq}} \cdot \text{an}^{-1}$), $Q_{e,x,i,r}$ le facteur de caractérisation de l'indicateur e pour la substance x émise dans le compartiment i de la région r ($\text{kg}_{\text{eq}} \cdot \text{an}^{-1}$) et $M_{x,i,r,s}$ l'émission annuelle de la substance x dans le compartiment i de la région r pour la situation de référence s ($\text{kg} \cdot \text{an}^{-1}$) [144].

$$A_{e,s} = \sum_r \sum_i \sum_x Q_{e,x,i,r} \times M_{x,i,r,s} \quad (22)$$

Les premières régions de référence définies dans la littérature ont été : les Pays-Bas (1997/1998), l'Europe occidentale (1995) et le monde (1990 et 1995) [144]. Ces régions ont par la suite été étendues à l'Europe et au monde pour les années 2000 [145]. La normalisation est un outil très utile pour estimer l'importance d'un impact par rapport à une situation de référence. Néanmoins, elle induit une forte part d'incertitude, ce qui explique qu'elle soit facultative dans la réalisation d'une ACV. En effet, plusieurs paramètres relativisent la pertinence de la normalisation. Dans un premier temps, toutes les émissions polluantes n'ont pu être mesurées, en particulier sur une échelle géographique comme le monde. Par conséquent, de nombreux chiffres d'émissions utilisés sont issus d'extrapolation des données néerlandaises. Par ailleurs, le niveau de détail des émissions n'est pas toujours équivalent au niveau de détail requis pour effectuer les calculs d'impacts. Par exemple, les émissions de dioxyde de carbone, de méthane et de protoxyde d'azote peuvent être calculées, ce qui permet d'obtenir un chiffre de normalisation pour l'impact sur le réchauffement climatique. En revanche, les différents types de pesticides ou la composition des COV émis dans l'air ne peuvent être connus, ce qui est de nature à remettre en cause la normalisation pour des impacts tels que l'écotoxicité ou l'ozone photochimique [144]. Il convient donc de garder à l'esprit que la pertinence des valeurs de normalisation est inversement proportionnelle au nombre de substances ayant une influence sur l'impact étudié. De plus, la normalisation ne sert qu'à situer le produit par rapport à un référentiel donné et non d'estimer la gravité de l'impact étudié. Elle ne détermine pas si contribuer à $x\%$ d'un impact a est plus dommageable que contribuer à $y\%$ d'un impact b .

La pondération des impacts, aussi appelée analyse multicritère, est, au même titre que la normalisation, une étape supplémentaire facultative. Elle aboutit à une réduction du nombre d'indicateur à interpréter (voire à un score unique) à partir des impacts environnementaux issus de l'étape précédente, en utilisant des outils mathématiques et en cherchant à minimiser la part de subjectivité inhérente à toute agrégation. Les méthodes d'analyse multicritère sont particulièrement utiles pour comparer plusieurs systèmes sur un grand nombre d'impacts. Elles se séparent en deux catégories : globales (score unique) et partielles (réduction du nombre d'indicateurs). Les premières cherchent à déterminer une fonction mathématique d'utilité qui agrège tous les points de vue à prendre en compte et attribuent une valeur unique pour chaque système. Les secondes comparent les actions deux à deux et établissent des relations de surclassement entre ces actions. Les méthodes d'agrégation sont nombreuses et le problème pouvant se poser en ACV est le choix de l'une d'entre elles [146] (c'est pourquoi la norme interdit de les utiliser à des fins de communication). Par ailleurs, outre les méthodes mathématiques, certaines méthodologies de caractérisation (comme EcoIndicator 99) propose des jeux de pondération prédéfinis (égalitaire, individualiste et *hierarchist*).

1.5 Interprétation

L'interprétation des résultats doit permettre à l'auteur de répondre à la question posée dans la première partie de l'ACV. Pour cela, il est indispensable de réaliser une analyse de sensibilité, qui jauge la robustesse des résultats. L'analyse de sensibilité a pour objectif de mesurer, à l'aide principalement d'outils statistiques, la variation associée à chacun des impacts calculés. Cela permet de déterminer la précision des résultats et donc dans quelle mesure il est possible d'effectuer des comparaisons. De nombreuses méthodes peuvent être appliquées : écarts-types, lois de distribution (normale, égale, etc.), méthode de Monte-Carlo, etc. [147]. Les principaux logiciels d'ACV permettent d'effectuer ces analyses. L'analyse de sensibilité implique d'identifier les principaux paramètres critiques afin de les faire varier et d'observer leur influence sur les résultats. Par ailleurs, elle peut aussi contenir un volet présentant différents scénarios permettant de mettre en perspective les résultats principaux afin de les interpréter plus facilement.

L'interprétation peut aussi être accompagnée d'une revue critique, obligatoire si l'auteur de l'ACV suit les recommandations des normes ISO 14040 – 14044. La revue critique, réalisée par un intervenant objectif et indépendant, doit permettre de vérifier la validité des hypothèses retenues, l'absence d'erreur dans les calculs, la robustesse des résultats et la justesse de l'interprétation qui en est faite. Si l'ACV est publiée et compare différents produits (par exemple un véhicule Renault à un véhicule concurrent), la revue critique doit impérativement l'accompagner, afin d'être conforme aux normes ISO 14040 – 14044. À l'issue de l'interprétation et de la revue critique, l'ACV doit fournir des recommandations vis-à-vis du système étudié.

2 Principales méthodes de caractérisation d'impacts

2.1 Généralités

Les impacts *midpoint* représentent un changement du système cible sous l'action du système source (c'est-à-dire le système étudié dans l'ACV). Il est possible de définir plusieurs systèmes cibles, selon le degré de détails souhaité et selon l'endroit dans la chaîne d'impact où l'on s'arrête (Cf. figure 33). Néanmoins, progressivement, la communauté scientifique s'est accordée pour définir les impacts suivants : épuisement des ressources (minérales et énergétiques), augmentation de l'effet de serre, épuisement de l'ozone stratosphérique, toxicité et écotoxicité, acidification, eutrophisation (terrestre et aquatique), effets respiratoires (pollution particulaire et ozone photochimique), pollution radioactive, nuisances, changement d'usage (annexion) des sols [148].

Au niveau *endpoint*, deux dommages sont consensuels dans la littérature : la santé et les écosystèmes. Dans le cas de l'évaluation des dommages sur la santé, l'indicateur doit pouvoir montrer la mortalité et la morbidité associées aux impacts générés par le système étudié. Pour chaque dommage, le nombre d'années de vies perdues (YLL, *years of life lost*) et le nombre d'années avec un handicap (YLD, *years of life disabled*) sont

additionnés pour obtenir un nombre d'années exprimé en DALY (*disability-adjusted life years*) [149]. La DALY présente plusieurs inconvénients, dont les principaux sont la dépendance à un contexte spatio-temporel donné, l'évaluation du nombre d'années perdues par rapport à une espérance de vie de référence, la pondération des années perdues par rapport aux années avec handicap, l'évaluation de la gravité des différents handicaps, la pondération en fonction de l'âge auquel surviennent la mort ou la maladie, etc. Néanmoins, la DALY représente l'indicateur le plus consensuel à ce jour pour évaluer les conséquences sur la santé, en particulier car elle est l'indicateur retenu par l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Pour les écosystèmes, l'indicateur retenu doit quantifier les effets sur les fonctions et la structure des écosystèmes affectés (les effets peuvent être de nature physique ou chimique). La complexité et la diversité des écosystèmes rendent difficile l'utilisation d'un indicateur unique, les impacts pouvant provoquer des dommages sur deux variables (diversité et quantité) et à plusieurs niveaux (écosystème, espèce et individu). La diminution du nombre d'espèces dans un écosystème est généralement l'indicateur retenu car il est le moins difficile à mesurer. Il est mesuré en PDF (*potentially disappeared fraction of species*, fraction d'espèces potentiellement disparues) multiplié par la surface affectée sur une période d'un an, l'indicateur obtenu étant alors noté PDF.m².an. Cet indicateur n'exprime que la perte de biodiversité au niveau du nombre d'espèces, et non au niveau du nombre d'écosystèmes ou du patrimoine génétique. De plus, la biodiversité n'est pas le seul indicateur du bon fonctionnement d'un écosystème, celui-ci pouvant s'effondrer avec la disparition d'une seule espèce-clé. Le PDF.m².an, bien que retenu par l'ensemble des méthodes *endpoint* développées, ne constitue donc pas un indicateur consensuel sur le plan scientifique.

Le choix d'une méthode *midpoint* ou *endpoint* dépend de l'objectif de l'étude et de la nécessité dans l'interprétation des résultats. En effet, plus la chaîne d'impact est importante, plus l'incertitude est importante (Cf. figure 34). Ainsi, le stade ICV des émissions possède l'incertitude la plus faible mais, compte-tenu du nombre généralement élevé de substances, il est difficilement interprétable. Les impacts *midpoint* permettent de réduire le nombre d'indicateurs, au prix d'une perte d'information et de compromis scientifiques. Les dommages *endpoint* sont encore moins nombreux mais sont plus incertains. De plus, des phénomènes de compensation entre impacts *midpoint* peuvent être masqués lorsque les indicateurs *endpoint* sont agrégés. La compensation est le fait qu'au niveau dommage agrégé, un impact très fort peut être masqué par plusieurs impacts faibles et donner ainsi l'impression d'un système étudié peu impactant. Enfin, l'évaluation intégrée, qui consiste à pondérer les dommages pour ne retenir qu'un seul score, se fait à nouveau au prix d'une perte d'information. Cependant, plus la chaîne d'effets est poussée loin, plus le nombre d'indicateurs se réduit, facilitant la prise de décision. Le choix *midpoint* / *endpoint* / score unique dépend donc du compromis souhaité par l'auteur entre incertitude et nombre d'indicateurs ainsi que des objectifs de l'étude et de la personne à laquelle elle est destinée (expert, décideur, grand public, etc.).

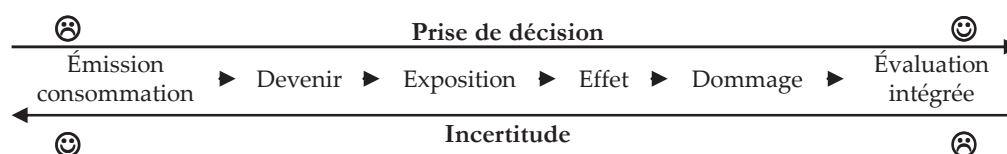


FIGURE 34 – intégration de l'indicateur et incertitude

Les différentes méthodes de classification et les indicateurs retenus dans une ACV doivent répondre à quatre critères : exhaustivité, non-redondance, faisabilité et pertinence vis-à-vis du système étudié. L'exhaustivité implique que les indicateurs retenus couvrent l'ensemble des problèmes environnementaux générés par le système compte-tenu des connaissances scientifiques du moment. La redondance se définit comme l'augmentation du nombre d'indicateurs sans accroissement corrélatif de la quantité d'information. Il ne faut pas la confondre avec le fait qu'une substance de l'inventaire peut réellement contribuer à plusieurs impacts. Les contributions peuvent survenir en parallèle, en produisant soit un impact *a*, soit un impact *b*. Par exemple, le SO₂ peut contribuer à l'acidification ou en parallèle à des effets sur la santé s'il est inhalé mais n'engendre pas les deux simultanément. Elles peuvent aussi se produire en série, la substance contribuant d'abord à l'impact *a* puis à l'impact *b*. Par exemple, une même molécule de NO_x est susceptible de contribuer à l'acidification puis à l'eutrophisation. Enfin, elles peuvent aussi être en série mais de manière indirecte. Ainsi, les particules contribuent à la pollution particulaire qui est susceptible d'avoir un effet négatif sur le réchauffement climatique.

Les méthodes de caractérisation des impacts développées dans la littérature sont nombreuses. Parmi les principales méthodes européennes, on trouve : EDIP97, Eco-indicator 99, EPS 2000, CML 2001, IMPACT 2002+, EDIP2003 et ReCiPe 2008. EPS 2000 et Eco-indicator 99 étant des méthodologies uniquement *endpoint*, elles ne seront pas développées dans les paragraphes suivants et ne seront pas étudiées dans la thèse (leur agrégation ne permet pas les développements méthodologiques proposés aux chapitres 4 et 8). Les autres méthodes font l'objet des paragraphes suivants. Les méthodes hors Europe (TRACI, LUCAS, LIME, JEPIX) ne seront pas non plus étudiées ici du fait de leur faible emploi en Europe et de leur absence sous GaBi 4 (à l'exception de TRACI), logiciel utilisé (Cf. chapitre 5). Enfin, les méthodes ciblées ne seront pas non plus détaillées ici car elles ne répondent pas aux besoins, ni de Renault, ni de la thèse. USEtox fait l'objet d'un chapitre dédié (chapitre 7) tandis qu'ExternE est succinctement abordée dans le chapitre 8.

2.2 CML 2001

La méthode CML 2001 est une des méthodes les plus utilisées dans l'évaluation des impacts en ACV (elle a été retenue, partiellement, par Renault). Elle a été mise au point aux Pays-Bas en 1996 puis mise à jour en 2002 [150] et tire son nom de l'Institut des sciences de l'environnement de Leiden (*Centrum voor milieu Leiden*). C'est une méthode uniquement *midpoint*, qui regroupe différents impacts issus de travaux publiés dans la littérature. La philosophie de cette méthode est de proposer des

impacts les plus consensuels possibles au sein de la communauté scientifique, ce qui exclue l'approche *endpoint*. Le tableau 14 présente les impacts de la méthode avec les unités associées.

Impact	Unité
ADP _{elements} (<i>abiotic depletion potential, elements</i>) épuisement potentiel des ressources abiotiques, ressources	kg Sb-éq.
ADP _{fossil fuels} (<i>abiotic depletion potential, fossil fuels</i>) épuisement potentiel des ressources abiotiques, énergie fossile	MJ-éq.
GWP (<i>global warming potential</i>) réchauffement climatique potentiel	kg CO ₂ -éq.
ODP (<i>ozone depletion potential</i>) épuisement potentiel de l'ozone	kg CFC11-éq.
HTP (<i>human toxicity potential</i>) toxicité potentielle	kg DCB-éq.
FAETP (<i>freshwater aquatic ecotoxicity potential</i>) écotoxicité limnique potentielle	kg DCB-éq.
MAETP (<i>marine water aquatic ecotoxicity potential</i>) écotoxicité marine potentielle	kg DCB-éq.
TETP (<i>terrestrial ecotoxicity potential</i>) écotoxicité terrestre potentielle	kg DCB-éq.
POCP (<i>photochemical oxidation creation potential</i>) création d'oxydation photochimique potentielle	kg C ₂ H ₄ -éq.
AP (<i>acidification potential</i>) acidification potentielle	kg SO ₂ -éq.
EP (<i>eutrophication potential</i>) eutrophisation potentielle	kg PO ₄ ³⁻ -éq.
Radiations ionisantes (<i>ionizing radiations</i>)	DALY
Odeurs (<i>odour</i>)	m ³

TABLEAU 14 – indicateurs environnementaux de la méthode CML 2001 [150]

L'ADP formait à l'origine un seul impact, exprimé en kilogramme d'antimoine (Sb) équivalent. Depuis 2010, le CML propose deux indicateurs, un pour les matériaux et minerais (baptisé « *elements* ») et l'autre pour l'énergie fossile. Cette distinction se base sur le fait que l'on peut considérer que les différents minerais sont substituables entre eux et les énergies fossiles aussi. En revanche, il n'est pas possible de substituer un matériau par une énergie et vice-versa. L'indicateur est donc plus pertinent en séparant ces deux catégories. Néanmoins, le principe de calcul est le même pour les deux. L'indicateur tient compte des gisements disponibles et de la vitesse d'extraction, de la manière suivante :

$$ADP = Q_{a,s} \times \frac{R_a / V_a}{R_{ref} / V_{ref}} \quad (23)$$

L'ADP est exprimé en kilogramme de substance de référence équivalent, $Q_{a,s}$ représente la quantité d'élément a consommé par le système s (kg), R_a les réserves finales de l'élément a (kg), V_a la vitesse d'exploitation de l'élément a (kg.an⁻¹), R_{ref} les réserves finales de l'élément de référence (kg) et V_{ref} la vitesse d'exploitation de l'élément de référence ref (kg.an⁻¹). Dans le cas des minerais, l'élément de référence est l'antimoine. Pour les énergies fossiles, la quantité de référence est simplement le mégajoule et l'équation se simplifie donc en $ADP = Q_{a,s}$ et est exprimé en MJ. Le contenu énergétique des différentes énergies permet de donner différents équivalents afin de faciliter la lecture de l'indicateur : $ADP_{pétrole} = 41,87 \text{ MJ.kg}^{-1}$, $ADP_{gaz \text{ naturel}} = 38,84 \text{ MJ.m}^{-3}$, $ADP_{lignite} = 13,96 \text{ MJ.kg}^{-1}$ et $ADP_{houille} = 27,91 \text{ MJ.kg}^{-1}$. Cet indicateur

(minerais et énergies) donne une bonne estimation de la durabilité des différentes ressources. Il possède néanmoins deux inconvénients, le premier étant lié à la difficulté d'évaluer les réserves et au fait que cette évaluation est très liée au contexte temporel. Elle dépend des gisements connus au moment de la mise au point de l'indicateur et les réserves diminuant au fur et à mesure du temps, cela implique que l'indicateur doit régulièrement être mis à jour pour être pertinent. Son second inconvénient est lié à l'évaluation des vitesses d'extraction. L'indicateur n'est en effet valable que si les vitesses d'exploitation restent linéaires dans le temps. En effet, si un élément devient particulièrement demandé après la mise au point de l'indicateur, ce dernier n'évalue plus correctement les réserves disponibles et sous-estime cet élément.

Le réchauffement climatique utilise les valeurs de GWP définies par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour un horizon temporel de cent ans. L'épuisement de l'ozone stratosphérique reprend les valeurs d'ODP définies par l'Organisation mondiale de météorologie [151]. Les radiations ionisantes sont mesurées en DALY, ce qui peut paraître incohérent par rapport au reste de la méthode. Les DALY sont une mesure de quantification des dommages et la portée dépasse donc l'approche *midpoint*.

La formation d'ozone troposphérique utilise le concept de POCP qui définit la réactivité des COV et leur capacité à former des radicaux. Les premiers POCP ont été modélisés pour un grand nombre de composés dans des conditions météorologiques et chimiques européenne en 1996 [152]. Ces POCP ont par la suite été approfondis et étendus à différentes zones géographiques et mis à jour dans de nombreuses études [153], [154], [155], [156], [157], [158], [159], [160]. Les POCP retenus par la méthode CML 2001 sont principalement issus des travaux de JENKIN et HAYMAN [153] et représentent le potentiel réactif d'un grand nombre d'espèces chimiques en conditions moyennes européennes. Ce type d'indicateur est assez consensuel pour les COV et le CO mais pas pour les NO_x. En effet, comme détaillé dans le chapitre 1, ces derniers jouent un rôle complexe dans la formation de l'ozone. Ils ne peuvent pas être modélisés par les POCP comme les COV, puisqu'ils sont la base de la formation et de la destruction de l'ozone, les COV étant uniquement des catalyseurs de la réaction de formation. Par conséquent, leur rôle est faible dans l'indicateur retenu par CML 2001. Cet indicateur modélise donc l'élévation moyenne des concentrations d'ozone en Europe. Il n'est cependant pas adapté pour tenir compte de la formation des pics d'ozone en milieu urbain et périurbain (Cf. chapitre 1).

L'indicateur d'acidification potentielle est basé sur le modèle RAINS (*regional air pollution information and simulation*, renommé depuis GAINS pour *global air pollution information and simulation*, simulation et renseignement de la pollution atmosphérique globale). L'objectif de ce dernier, développé par l'IASA (*International institute for applied system analysis*, Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués), est de modéliser des alternatives permettant de réduire le phénomène de pluies acides en Europe et en Asie [161]. Il est assez consensuel au sein de la communauté scientifique. L'eutrophisation des trois compartiments possibles (eaux douces, eaux marines et milieu terrestre) est regroupée sous un seul indicateur. Cela peut sembler étonnant,

compte-tenu du fait que l'eutrophisation est principalement dépendante de l'élément limitant, soit le phosphore, soit l'azote (Cf. chapitre 1). Néanmoins, cette approche a été rejetée ici car considérée comme trop simpliste [162]. De fait, un modèle tenant compte des besoins en nutriments et de la quantité de biomasse pouvant être produite en fonction de la matière organique apportée a été développé. Ce modèle est de fait dépendant des émissions d'azote (NO_x et NH_3 dans l'air et NO_3^- dans l'eau), de phosphore (émissions dans l'eau) mais aussi de matière organique (mesurée à partir de la demande chimique en oxygène ou de la demande biologique en oxygène sur cinq jours). L'eutrophisation limnique étant considérée comme plus importante que dans les autres compartiments, une forte valeur est associée aux phosphates qui sont l'unité de référence de l'impact. L'avantage de cet indicateur est d'être unique au lieu de multiplier les indicateurs en fonction des milieux. Son principal inconvénient est sa faible lisibilité si le système étudié émet à la fois des NO_x , des NO_3^- et du phosphore.

La toxicité et l'écotoxicité (limnique, marine et terrestre) sont calculées à l'aide du modèle USES-LCA [163], [164], [165]. L'indicateur prend en compte les émissions dans les différents milieux et sépare ainsi la toxicité humaine, marine et aquatique (organismes prédateurs de poissons) et terrestre (organismes prédateurs de vers). Le modèle utilise des valeurs de toxicité chronique pour ces différents organismes, à partir des NOAEL (*no-observable adverse effect level*, niveau sans effet néfaste observable) et LOAEL (*lowest observable adverse effect level*, niveau avec le plus faible effet néfaste observable) pour un grand nombre de substances. Les effets toxiques et cancérigènes sur l'homme sont obtenus à partir de diverses sources de la littérature. L'intérêt de cet indicateur est de proposer un seul impact pour la toxicité et trois impacts pour l'écotoxicité. En revanche, l'agrégation de différents effets (que l'on peut classer en trois catégories : irréversibles, réversibles sans mortalité et réversibles avec mortalité) qui ne sont pas directement comparables rend difficile toute interprétation des résultats.

2.3 EDIP97, EDIP2003

EDIP (*environmental development of industrial products*, développement environnemental de produits industriels) est une méthodologie parue sous deux formes, la première en 1997 et la seconde en 2003 [166]. Les deux méthodes sont de type *midpoint* mais EDIP2003 ajoute une dimension spatiale, en tenant compte des milieux récepteurs (mais sans aller jusqu'à la quantification des dommages). Le tableau 15 présente les indicateurs retenus dans EDIP97 et EDIP2003.

Impact EDIP97	Unité	Impact EDIP2003	Unité
Réchauffement climatique	kg CO ₂ -éq.	Réchauffement climatique	kg CO ₂ -éq.
Acidification	kg SO ₂ -éq.	Acidification	m ² UES
Enrichissement en nutriments	kg NO ₃ ⁻ -éq.	Eutrophisation aquatique	kg NO ₃ ⁻ -éq.
Oxydants photochimiques (bas NO _x)	kg C ₂ H ₄ -éq.	Eutrophisation terrestre	m ² UES
Oxydants photochimiques (haut NO _x)	kg C ₂ H ₄ -éq.	Ozone photochimique, santé et bâti	pers.ppm.h
Épuisement de l'ozone	kg R11-éq.	Ozone photochimique, végétation	m ² UES.ppm.h
Écotoxicité aquatique aiguë	m ³	Épuisement de l'ozone stratosphérique	kg R11-éq.
Écotox. aquatique chronique	m ³		
Écotoxicité, sol	m ³		
Toxicité, sol	m ³		
Toxicité, air	m ³		
Toxicité, eau	m ³		

TABEAU 15 – indicateurs environnementaux de la méthode EDIP

Pour EDIP97, les indicateurs réchauffement climatique, ozone stratosphérique et acidification sont identiques à ceux définis dans la méthode CML 2001. La formation d'ozone photochimique utilise, comme dans CML 2001, le concept de POCP, mais laisse le choix d'utiliser soit l'indicateur avec niveau élevé de NO_x, soit niveau faible. Cela correspond à des POCP calculés pour des concentrations de NO_x différentes mais néanmoins l'indicateur POCP sous forte concentration de NO_x ne représente pas les pics d'ozone en milieux urbain et périurbain mais plus pour des concentrations moyennes élevées en Europe.

EDIP2003 présente une philosophie différente. Il s'agit dans cette méthode d'introduire une spatialisation des impacts, et donc de prendre en compte le milieu récepteur, sans pour autant aller jusqu'à la quantification des dommages. Cela implique une modélisation de la dispersion des substances émises. Les impacts retenus sont proches de ceux présentés par EDIP97, en dehors de la toxicité et de l'écotoxicité qui n'ont pas pu être améliorés. En un sens, EDIP2003 est une méthode « régionalisée » car elle propose des facteurs d'impacts différents selon la région d'Europe considérée mais ne propose pas de nouvelle méthodologie pour les impacts locaux.

2.4 IMPACT 2002+

La méthode IMPACT 2002+ [167] est la première méthode à avoir proposé une approche combinée *midpoint / endpoint*. La figure 35 présente les 14 impacts et les 4 dommages retenus. Cette méthode, encore valable au moment de la rédaction de ce manuscrit, est amenée à être remplacée par la méthodologie World Impact 2012+.

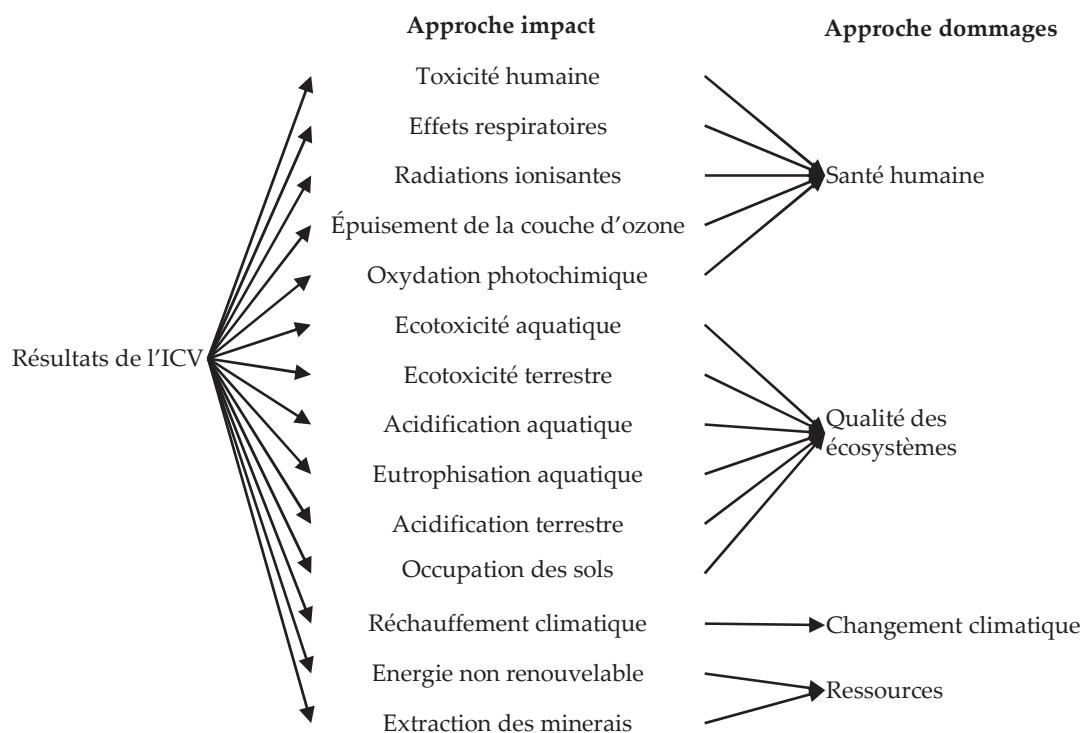


FIGURE 35 – impacts et dommages de la méthode IMPACT 2002+ [167]

Certains impacts ne sont pas propres à IMPACT 2002+. Le tableau qui suit décrit la substance de référence de ces impacts et leur origine.

Impact	Substance de référence	Emprunt à
Toxicité	kg C ₂ H ₃ Cl-éq.	IMPACT 2002
Effets respiratoires	kg PM _{2,5} -éq.	Eco-Indicator 99
Radiations ionisantes	Bq Carbone14-éq.	Eco-Indicator 99
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC11-éq.	Eco-Indicator 99
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₄ -éq.	Eco-Indicator 99
Écotoxicité aquatique	kg TEG-éq.	IMPACT 2002
Écotoxicité terrestre	kg TEG-éq.	IMPACT 2002
Acidification terrestre	kg SO ₂ -éq.	Eco-Indicator 99
Acidification aquatique	kg SO ₂ -éq.	CML 2001
Eutrophisation aquatique	kg PO ₄ ³⁻ -éq.	CML 2001
Occupation des sols	m ² de terre arable.an-éq.	Eco-Indicator 99
Réchauffement climatique	kg CO ₂ -éq.	Eco-Indicator 99
Énergie non renouvelable	MJ ou kg pétrole-éq.	Ecoinvent
Extraction des minerais	MJ additionnel ou kg fer-éq.	Ecoinvent

TABLEAU 16 – substances de référence et méthode de calcul des impacts *midpoint* dans IMPACT 2002+ [167]

Les impacts sont étudiés sur un horizon de temps « infini », ce qui fait que contrairement aux autres méthodes les GWP retenus sont calculés pour un horizon de 500 ans. L'eutrophisation et l'acidification aquatiques utilisent les mêmes indicateurs que CML 2001 (Cf. paragraphe précédent). Les autres impacts utilisent la méthodologie Eco-indicator 99 (non décrite ici car *endpoint* uniquement, [168]) en changeant l'unité

(DALY ou PDF.m².an) par une unité de référence (telle que définie dans le tableau 16) pour les impacts *midpoint*. Les effets respiratoires représentent l'impact des substances inorganiques et des particules sur l'appareil respiratoire. Il s'agit donc d'une forme de toxicité spécifique qui a été volontairement séparée des impacts toxiques et écotoxiques. Le réchauffement climatique et l'épuisement de l'ozone stratosphérique sont calculés à l'aide des GWP et des ODP, communs à Eco-indicator 99 et CML 2001 mais en utilisant un horizon de temps différent (500 ans). L'indicateur d'ozone photochimique est très proche de ceux développés par EDIP97 et CML 2001. L'aspect novateur d'IMPACT 2002+ se trouve dans deux aspects : le modèle utilisé pour les indicateurs de toxicité et écotoxicité et le choix laissé à l'utilisateur de retenir des impacts *midpoint* ou *endpoint*. La toxicité, l'écotoxicité terrestre et l'écotoxicité aquatique sont calculées à l'aide du modèle IMPACT 2002 [169]. Celui-ci permet de calculer les dommages *endpoint* à partir desquels ont été recalculés les impacts *midpoint*. Les dommages *endpoint*, issus d'Eco-indicator 99, peuvent être simplifiés en un éco-score unique, selon une des trois pondérations prédéfinies par Eco-indicator 99 (*hierarchist*, *egalitarian* ou *individualist*).

2.5 ReCiPe 2008

La méthode ReCiPe 2008, publiée en 2009 [170] tire son nom des principaux organismes qui ont contribué à son développement : le RIVM (*Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu*, Institut de la santé et l'environnement), l'Université de Radboud, le CML et Pré Consultants. Cette méthode est une combinaison des impacts développés par la méthode CML 2001, associés aux dommages développés dans Eco-indicator 99. Par ailleurs, différents indicateurs sont novateurs vis-à-vis de ces deux méthodes. La figure 36 présente les impacts *midpoint* et les dommages retenus.

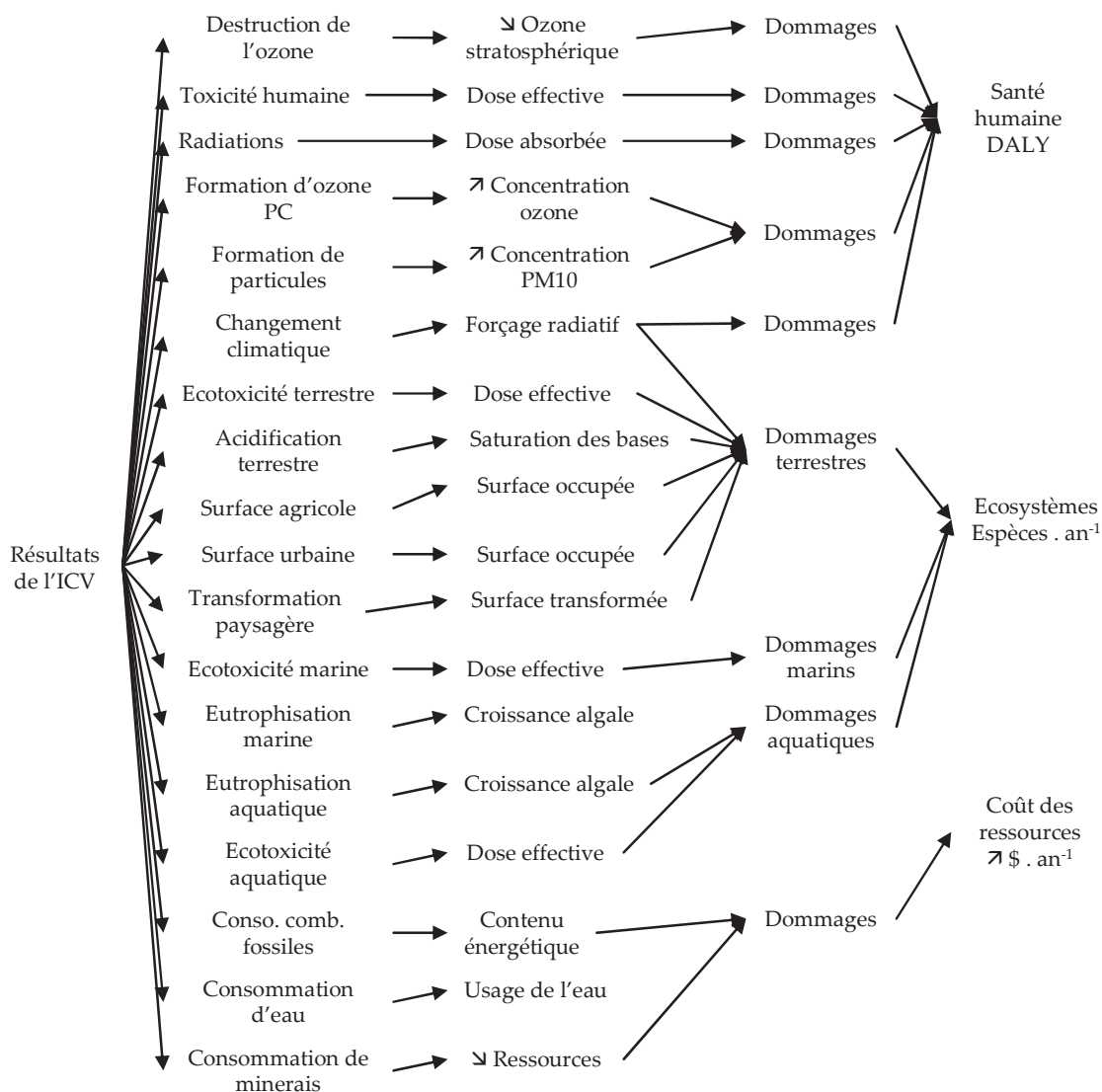


FIGURE 36 – impacts environnementaux de la méthode ReCiPe 2008 [169]

Les impacts réchauffement climatique, épuisement de l’ozone stratosphérique et acidification sont identiques à ceux développés dans CML 2001. De même, l’expression des dommages sur la santé en DALY et sur les écosystèmes en PDF.m².an est issue d’Eco-indicator 99. L’impact eutrophisation aquatique a été scindé en deux indicateurs, limnique et marin. Les indicateurs abandonnent l’approche développée par la méthode CML 2001 et reprennent le principe de l’élément limitant, à savoir le phosphore pour l’eutrophisation limnique et l’azote pour l’eutrophisation marine [171]. Cette approche présente l’avantage d’être plus robuste d’un point de vue scientifique, en ne mélangeant pas l’impact du phosphore avec les émissions atmosphériques d’azote mais génère de la complexité en proposant un indicateur supplémentaire. L’impact d’ozone photochimique reprend le concept de POCP utilisé dans la méthode CML 2001. Cependant, l’unité de référence retenue est le kilogramme de COV équivalent et non l’éthylène équivalent. De fait, dans le cas où les émissions de COV ne seraient pas spécifiées dans l’inventaire, leurs émissions ont un facteur d’impact égal à 1. Les NO_x sont pris en compte de manière très différente des autres

méthodologies développées. Considérant que les inventaires précisent rarement la distinction NO / NO₂ et que le rôle des NO_x ne peut pas être correctement pris en compte à l'aide du concept de POCP, les NO_x possèdent un facteur d'impact égal à 1 kg COV-_{éq}, ce qui signifie que leur contribution à l'ozone photochimique est similaire à celle des COV (Cf. tableau 17). Cette hypothèse, qui peut paraître simplificatrice, a été retenue car la méthode considère qu'il n'existe pas d'indicateur linéaire capable de correctement représenter la formation d'ozone photochimique. La pollution particulaire est prise en compte en modélisant la dispersion et l'inhalation de PM₁₀ émises directement ou formées à partir de SO₄²⁻, NH₄⁺ et NO₃⁻ grâce au modèle EUTREND [172]. L'impact des ressources est modélisé de manière très différente des autres méthodes présentées. En effet, la méthode développée ici se base sur le coût marginal d'extraction des différents gisements et non sur leur quantité ou leur vitesse d'exploitation.

Impact	Unité <i>midpoint</i>	Unité <i>endpoint</i>
Changement climatique	kg CO _{2-éq} .kg ⁻¹	DALY, PDF.m ² .an
Épuisement de l'ozone	kg CFC11- _{éq} .kg ⁻¹	DALY
Acidification	kg SO _{2-éq} .kg ⁻¹	PDF.m ² .an
Eutrophisation (limnique et marine)	kg N- _{éq} , kg P- _{éq} .kg ⁻¹	PDF.m ² .an
Toxicité	kg 1,4-DCB- _{éq} .kg ⁻¹	DALY
Écotoxicité (limnique, marine, sol)	kg 1,4-DCB- _{éq} .kg ⁻¹	PDF.m ² .an
Formation d'ozone	kg COVNM- _{éq} .kg ⁻¹	DALY
Formation de particules	kg PM _{10-éq} .kg ⁻¹	DALY
Radiations ionisantes	man.Sv.Bq ⁻¹	DALY
Usage des sols (agricole, urbain, naturel)	m ² .an	PDF.m ² .an
Consommation d'eau	m ³	/
Épuisement des ressources minérales	kg Fe- _{éq} .kg ⁻¹	\$.an ⁻¹
Épuisement des ressources énergétiques	MJ	\$.an ⁻¹

TABLEAU 17 – impacts midpoint de la méthode ReCiPe 2008

3 L'ACV appliquée aux carburants

3.1 Principes

Dans le cas des carburants, on emploie fréquemment le terme « du puits à la roue » (*well to wheels*, WtW) pour décrire les ACV réalisées. De telles ACV se séparent généralement en deux étapes. La première, qui correspond à la production du carburant, est l'étape « du puits au réservoir » (*well to tank*, WtT) tandis que la seconde, qui représente la combustion du carburant à l'usage du véhicule, est l'étape « du réservoir à la roue » (*tank to wheels*, TtW). La maintenance du véhicule (en dehors des pneus, qui sont globalement identiques pour tous les véhicules) et la construction des infrastructures routières sont considérées comme négligeable vis-à-vis respectivement de la quantité de carburant consommé durant le cycle de vie de la voiture et du nombre de véhicules empruntant les infrastructures [173]. Pour calculer un bilan WtW, il est nécessaire de connaître les trois paramètres suivants : les émissions associées à la production de carburant, les émissions associées à l'échappement lors du déplacement

du véhicule sur une distance donnée et la consommation du véhicule sur cette même distance. Ces trois paramètres se combinent de la manière suivante :

$$[(\text{émissions lors de la production de carburant (MJ}^{-1}) \times \text{consommation de carburant (MJ} \cdot \text{distance}^{-1})]_{\text{WT}} + (\text{impacts de l'échappement (distance}^{-1})]_{\text{TtW}}]_{\text{WTW}}$$

L'énergie et les transports font partie des domaines privilégiés des ACV et par conséquent la littérature disponible dans ce domaine est riche. Il est possible de discriminer les études disponibles selon différents critères : les carburants étudiés, les impacts environnementaux considérés et l'étendue du système étudié. Les études peuvent être ciblées sur un carburant précis ou au contraire présenter un vaste panorama de filières. De même, les impacts environnementaux peuvent aller simplement des émissions de GES à une étude multicritère complète. Enfin, certaines études intègrent la phase TtW tandis que d'autres la négligent. On présentera dans les paragraphes qui suivent les différentes études de la littérature en décrivant leurs caractéristiques et leurs résultats. On s'attachera en particulier à étudier la pertinence des unités fonctionnelles employées.

Les paragraphes suivants présentent les principales ACV relevées dans la littérature, en résumant sommairement leurs résultats et leurs caractéristiques les plus significatives. Compte-tenu de l'évolution rapide du domaine des énergies renouvelables, les études antérieures à 2002 (donc publiées il y a plus de dix ans) n'ont pas été retenues.

3.2 Étude JRC - EUCAR - CONCAWE

Cette étude (*Well to Wheels Analysis of future automotive fuels and powertrains in the European Context*) [174] est issue d'un consortium composé du Joint research center (JRC), du CONCAWE (*Conservation of clean air and water in Europe*), et de EUCAR. Le JRC est l'organisme principal de recherche de la Commission Européenne, le CONCAWE l'association des pétroliers pour l'environnement, la santé et la sécurité dans les activités de raffinage et de distribution et EUCAR le regroupement des constructeurs automobiles européens pour la recherche. Les résultats de cette étude sont donc issus d'un consensus entre ces trois parties prenantes et constituent la base de données de référence pour Renault. L'étude couvre, à l'échelle de l'UE, une très grande variété de carburants : essence, gazole, GPL, GNC, agroc carburants de première génération (éthanol, EMAG, HVO), carburants de seconde génération (XtL), biogaz et hydrogène. Les données d'entrées ont été calculées via la base de données GEMIS, à laquelle se sont ajoutés les calculs du CONCAWE et de EUCAR. Les impacts environnementaux sont en nombre très restreint puisque l'étude ne s'intéresse qu'aux émissions de GES et à l'énergie (fossile et renouvelable) consommée. Les valeurs obtenues, du fait du consensus entre le JRC, EUCAR et le CONCAWE, sont considérées comme des valeurs de référence, en particulier pour les carburants fossiles. La méthode d'allocation des coproduits en raffinerie repose sur la programmation linéaire, qui permet de représenter au mieux les impacts de chacun des produits de la raffinerie, contrairement aux allocations énergétiques ou massiques [175]. La programmation

linéaire est une méthode de résolution de systèmes complexes employée par les raffineurs pour optimiser la production des produits pétroliers en fonction des caractéristiques du pétrole brut et de la demande. Cette méthode conclue que la production de gazole est plus impactante que l'essence, contrairement aux études prenant en compte les coproduits de manière plus conventionnelles.

3.3 Les agrocarburants

3.3.1 Méthodologie et revues d'ACV

GNANSOUNOU et al. [176] ont revu un grand nombre d'ACV d'agrocarburants et en ont tiré différentes lignes directrices méthodologiques pour la réalisation des ACV. Les conclusions s'intéressent uniquement à l'énergie consommée et aux émissions de GES. Ainsi, l'étude démontre que le choix d'allocation des coproduits (glycérine et résidus de fermentation) possède une forte influence sur les résultats et il est donc recommandé de tester en analyse de sensibilité au moins une autre méthode d'allocation. Par ailleurs, les auteurs insistent sur le fait que le changement d'affectation des sols est insuffisamment étudié alors qu'il possède un impact non négligeable sur les résultats. Enfin, l'étude souligne qu'il est nécessaire d'avoir une approche du puits à la roue et de ne pas s'arrêter au réservoir. LARSON [177] a aussi étudié un grand nombre d'ACV et ses conclusions sont sensiblement les mêmes : il existe un grand nombre d'ACV de carburants dans la littérature mais les résultats diffèrent fortement. Ces incertitudes sont liées au changement d'affectation des sols, aux méthodes d'allocations retenues pour les coproduits ainsi qu'à la prise en compte des émissions de N₂O. MENICHETTI et OTTO [178] ont aussi mis en évidence la grande variabilité des résultats dans la littérature. Par ailleurs, l'étude met en avant le faible nombre d'ACV prenant en compte d'autres impacts environnementaux que l'énergie fossile et les émissions de GES. Les gains de GES apportés par le biodiesel (en carburant pur) par rapport au gazole conventionnel vont ainsi de 10% à 110%, selon la ressource utilisées et les hypothèses retenues. En cas de changement d'affectation des sols, les agrocarburants peuvent devenir plus émetteurs de GES que leurs équivalents fossiles. De même, CHERUBINI et al. [179] insistent sur le fait qu'il est nécessaire d'aborder avec précaution la neutralité carbone de la biomasse, accepté communément dans de nombreuses études, compte-tenu du fait que certaines cultures peuvent enrichir ou appauvrir le sol en carbone. Ils mettent aussi en avant la difficulté d'évaluer les émissions de N₂O tout en recommandant de suivre les valeurs proposées par le GIEC. L'étude rappelle aussi les difficultés liées à la prise en compte du changement d'affectation des sols. Enfin il est souligné que de nombreuses études de la littérature ne poussent pas l'analyse assez loin en n'incluant pas la phase véhicule, qui est pourtant nécessaire pour faire une comparaison pertinente. BÖRJESSON [180] confirme la grande variabilité des résultats (en termes d'émissions de GES) pour l'éthanol produit en Suède en mettant en avant les mêmes facteurs auxquels il rajoute l'impact de la source d'énergie utilisée pour la distillation (charbon, gaz ou biomasse).

Bio Intelligence Service [80] a formulé pour le compte de l'Ademe et du Ministère de l'écologie et du développement durable français des propositions méthodologiques pour adresser les principales problématiques associées aux ACV d'agroc carburants.

L'éthanol peut être incorporé sous forme pure (cas de l'E85) ou sous forme modifiée d'ETBE (éthanol dans de faibles proportions). Différentes études [80], [87] [181] ont déterminé que l'impact de la transformation de l'éthanol en ETBE possède un effet négatif sur son bilan environnemental, causé par la demande en énergie plus importante. Ces études signalent aussi la grande incertitude et la complexité de calculer l'impact réel de la production d'ETBE par rapport à l'incorporation d'éthanol simple, du fait de l'ajustement du fonctionnement des raffineries pour répondre à la demande.

3.3.2 ACV dans la littérature

HALLEUX et al. [62] ont effectué l'ACV du biodiesel issu du colza et de l'éthanol issu de la betterave. L'étude possède un périmètre du puits à la roue, avec un véhicule de référence pour chacun des carburants étudiés, les consommations et émissions étant définies pour 100 km (UF retenue). Les résultats montrent, pour de l'éthanol pur, des gains significatifs sur les impacts réchauffement climatique et consommation de combustibles fossiles. Néanmoins, l'étude met en avant l'augmentation des impacts carcinogènes, écotoxiques, acidifiant et inorganiques (effets respiratoires). Le biodiesel permet de diminuer tous les impacts (à l'exception des effets respiratoires inorganiques) par rapport à l'essence et au gazole (à l'exception de l'écotoxicité). La normalisation semble montrer que les gains en termes d'effet de serre sont plus importants que les autres impacts mais l'interprétation est sujette à caution. Enfin, l'étude souligne qu'au niveau empreinte au sol, l'éthanol est moins performant que le biodiesel.

LECHÓN et al. [182] ont étudié plusieurs agroc carburants en vue d'une utilisation en Espagne : l'éthanol à partir du blé et le biodiesel à partir du colza, du tournesol, du soja et de la palme. Le périmètre de l'étude est du puits à la roue et la partie véhicule est calculées à partir des consommations mesurées sur NEDC (*new European driving cycle*, nouveau cycle de conduite européen) sur deux Ford Focus (1.6i 16V pour l'essence et l'éthanol et 1.8 Tdi pour le gazole et le biodiesel). Les deux véhicules sont considérés comme équivalents. L'étude montre un gain net d'émissions de GES pour les agroc carburants en comparaison des carburants fossiles, le tournesol présentant le meilleur bilan et le colza le plus mauvais (en carburant pur, le gain n'est que de 9 g.km⁻¹). Les gains obtenus sur la consommation d'énergie fossiles sont très importants, le carburant le plus performant (hors issu des huiles usagées) étant le colza importé (le plus mauvais étant la palme importée). Par ailleurs, l'étude souligne la grande variabilité des résultats dans la littérature et les forts écarts entre les résultats obtenus et ceux publiés par d'autres auteurs.

REIJNDERS et HUIJBREGTS [75] ont étudié la production de l'éthanol, de la « source aux roues », c'est-à-dire en tenant compte de la photosynthèse pour calculer le rendement

énergétique de la production d'éthanol. Ils ont appliqué leur méthodologie sur l'éthanol issu du blé et de la betterave afin de démontrer la faible efficacité de conversion de l'énergie lumineuse par les agrocarburants, en comparaison des carburants fossiles.

BERNESSON et al. [183] ont réalisé l'ACV de l'éthanol en Suède utilisant comme ressource le blé d'hiver. L'étude ne prend pas en compte la partie utilisation du carburant mais se concentre sur la fabrication, en évaluant les effets d'échelle associés à la production de l'éthanol (distillerie plus ou moins grande). L'ACV ne considère que les émissions atmosphériques et les impacts évalués sont le réchauffement climatique, l'acidification, l'eutrophisation et l'ozone photochimique (en utilisant la méthode CML 2001). Les conclusions de l'étude mettent en avant le faible effet d'échelle mais l'influence significative de la méthode d'allocation des coproduits. L'étude conclue que l'étape la plus importante, quel que soit l'impact, est la production du blé. Cependant, la pertinence des résultats pour l'impact eutrophisation peut être remise en cause compte-tenu de la non-prise en compte des émissions aquatiques. Par ailleurs, BERNESSON et al. [61] ont aussi étudié la production de biodiesel issu du colza en Suède. Cette publication, comme la précédente sur l'éthanol, évalue les effets d'échelles potentiels sur la production du biodiesel. Les conclusions sont identiques à celles sur l'éthanol, à savoir que l'effet de l'allocation des coproduits est plus important que l'effet d'échelle, que l'étape la plus impactante est la production du colza et que la pertinence de l'impact « eutrophisation » en ne prenant pas en compte les émissions aquatiques est limitée. Les résultats de ces deux études sont décrits dans le tableau 18.

Carburant (1 MJ)	GWP (g CO ₂ -éq.)	AP (mg SO ₂ -éq.)	EP (mg PO ₄ ³⁻ -éq.)	POCP (mg C ₂ H ₄ -éq.)	Énergie (MJ)
Biodiesel, colza	30,9 – 87,6	19 – 519	38,5 – 86,2	-5,67 – 7,15	-147 – 569
Éthanol, blé	28,3 – 45,9	33 – 291	25,6 – 46,7	7,1 – 15,4	134 – 464

TABLEAU 18 – impact environnemental de l'éthanol et du biodiesel, selon [61] et [183]

LUO et al. [85] ont réalisé l'ACV de l'éthanol brésilien issu de la canne à sucre. Le périmètre couvre du puits à la roue, le véhicule (de taille moyenne) étant modélisé en mesurant sa consommation et ses émissions sur le cycle d'homologation brésilien. Les calculs effectués se basent sur les données d'Ecoinvent [59] et les résultats obtenus sont présentés selon différents indicateurs issus de la méthode CML2001. L'étude conclue que l'éthanol présente, par rapport à l'essence, un gain en consommation de ressources fossiles, émissions de GES et appauvrissement de la couche d'ozone. Les résultats sont mitigés concernant l'acidification et l'ozone photochimique tandis qu'ils sont clairement en défaveur de l'éthanol pour l'eutrophisation et la toxicité et l'écotoxicité.

PANICHELLI et al. [184] ont calculé les impacts environnementaux de la production de biodiesel de soja en Argentine pour l'exportation en Europe. Le périmètre concerne la production et la distribution du carburant uniquement (et non son utilisation) et

l'étude s'intéresse aux effets du changement d'affectation des sols. Le poste principal d'émission de GES est la phase agricole s'il n'y a pas de CAS. Le cas échéant, le CAS représente la principale source d'émission. Les résultats ont été calculés à l'aide de la méthodologie CML, en tenant compte des émissions atmosphériques mais aussi aquatiques et dans le sol. Les résultats obtenus sont les suivants (pour un kg de biodiesel) : GWP = 4,0 kg CO₂-éq., énergie = 33,8 MJ, EP = 11,5 g PO₄³⁻-éq., AP = 13,8 g SO₂-éq., TETP = 3,7 kg 1,4-DCB-éq., FAETP = 8,4 kg 1,4-DCB-éq., HTP = 1,2 kg 1,4-DCB-éq., surface occupée = 6,8 m².an. En plus des émissions de GES, la phase agricole est l'étape la plus impactante pour tous les autres impacts étudiés.

REIJNDERS et HUIJBREGTS [185] ont évalué les émissions de GES associées à la production de biodiesel de colza en Europe et de soja au Brésil. Le périmètre de l'étude couvre uniquement la production du carburant et non la phase d'utilisation mais prend en compte le changement d'affectation des sols (direct) et les émissions de CO₂ qui lui sont associées. Ainsi, pour la production d'un kilogramme de biodiesel, les émissions sont les suivantes : colza européen = 4,6 - 5,5 kg CO₂-éq. (dont 2,2 - 3,1 kg issus du sol), biodiesel brésilien sur une ancienne forêt tropicale : 13,9 - 35,2 kg CO₂-éq. (dont 11,2 - 32,5 kg dus au CAS) et biodiesel brésilien sur une surface de type « *cerrado* » : 5,4 - 10,7 kg CO₂-éq. (dont 2,7 - 8,0 kg liés au CAS). L'étude compare les résultats obtenus au gazole conventionnel (3,6 kg CO₂-éq..kg⁻¹) bien que les périmètres ne soient pas directement comparables. Néanmoins, l'étude met en avant l'importance de la prise en compte du CAS dans les résultats des ACV d'agrocultures, en particulier pour ceux issus du Brésil.

DE SOUZA et al. [73] ont calculé les émissions de GES et l'énergie dépensée pour la production de biodiesel de palme. Le périmètre est restreint à la production du biodiesel, sans comparaison avec le gazole fossile. Les émissions de GES associées à la production de biodiesel sont égales à 1 901 kg CO₂-éq.ha⁻¹, ce qui est inférieur à la plupart des autres études publiées. La phase majoritairement émettrice est la production des engrais (Cf. chapitre 2 pour la production des ressources agricoles). En revanche, en tenant compte du CAS, les résultats changent radicalement. Si la plantation de palme remplace une forêt préexistante, elle mettra 39 ans avant d'avoir un bilan d'émissions de GES nul, ce qui remet en cause les résultats obtenus avec la non prise en compte du CAS.

THAMSIROJ et MURPHY [58], [186] ont comparé le biodiesel de colza produit en Irlande par rapport au biodiesel de palme importé. Les émissions de GES de ces deux carburants sont mises au regard des émissions associées à la production et à la combustion de la même quantité d'énergie de gazole conventionnel. Le périmètre de l'étude est donc du puits à la roue, avec l'hypothèse implicite d'une consommation identique entre biodiesel et gazole. Les résultats obtenus sont les suivants : biodiesel de colza = 62 g CO₂-éq..MJ⁻¹, biodiesel de palme = 39 g CO₂-éq..MJ⁻¹ et gazole = 87,3 g CO₂-éq..MJ⁻¹. Les gains sont ainsi égaux à 29% et 55%, respectivement pour le colza et le soja. L'étude conclut donc sur la supériorité des importations de palme par rapport à la culture locale, à partir du moment où il n'y a pas de destruction d'écosystèmes préexistants par la culture de la palme.

YEE et al. [70] ont calculé les émissions de GES et l'énergie mobilisée pour la production d'un kilogramme de biodiesel issu de la palme. Le périmètre est du puits à la roue, la phase de combustion du carburant à bord du véhicule étant prise en compte et permettant de comparer le biodiesel issu de la palme au gazole conventionnel. La consommation du véhicule n'est pas précisée car elle est considérée comme équivalente quel que soit le carburant (ce qui peut introduire un biais dans l'interprétation des résultats). Les résultats montrent un gain d'émissions de GES par l'utilisation du biodiesel de palme, les émissions étant de 1,4 kg CO_{2-éq.}.L⁻¹ pour ce dernier et 2,3 kg CO_{2-éq.}.L⁻¹ pour le gazole. Néanmoins, ces gains sont obtenus car l'étude considère que le CAS, c'est-à-dire le passage d'une forêt tropicale à une culture de palmiers à huile, présente un bilan positif en termes d'émissions de CO₂, ce qui est en contradiction avec le reste de la littérature.

Plusieurs auteurs se sont concentrés uniquement sur l'énergie utilisée pour la fabrication des agrocarburants. Ces études concluent systématiquement sur une moindre consommation d'énergie fossile pour produire des agrocarburants que pour la même énergie issue du pétrole. Ainsi, PLEANJAI et GHEEWALA [72] ont démontré l'intérêt énergétique de la production de biodiesel de palme en Thaïlande par rapport à l'importation de pétrole. ANGARITA et al. [187] ont effectué l'ACV du biodiesel issu de la palme brésilienne et colombienne et ont montré que le rapport énergie restituée sur énergie consommée est le plus favorable pour le biodiesel de palme que pour le colza et le tournesol européen ou le soja américain. JANULIS [188] a étudié la production de biodiesel de colza en Lituanie et a mis en évidence que ce dernier consomme moins d'énergie fossile que la même quantité de gazole. L'utilisation d'esters éthyliques au lieu d'esters méthyliques permet par ailleurs de baisser la quantité d'énergie fossile utilisée.

Bio Intelligence Service a réalisé, pour le compte de l'Ademe, du Ministère français de l'écologie et de l'Institut français du pétrole [60], une ACV des agrocarburants prenant en compte les remarques fournies par le document méthodologique réalisé deux ans auparavant. L'objectif de cette étude est de fournir un document de référence pour les filières françaises d'agrocarburants (éthanol de blé, betterave et canne à sucre et biodiesel de soja, colza, tournesol et palme). L'étude fait suite à un premier document publié en 2002 par l'Ademe, calculant les émissions de GES et l'énergie mobilisée par les filières d'agrocarburants françaises [189]. Les impacts retenus ont pour objectif d'être exhaustifs et sont issus de la méthode CML 2001 : GWP, énergie fossile, AP, EP, POCP et HTP. Les données collectées sont fournies et sont issues d'un consensus entre producteurs de carburants, scientifiques, agriculteurs et ONG. L'étude a un périmètre du puits à la roue, en considérant un véhicule Clio Renault et une Citroën C3, l'UF retenue étant le km parcouru. De plus, l'étude prend en compte des modifications d'émissions entre carburant pétrolier pur, E10, B5, E85 et B30. Néanmoins, les résultats sont rapportés au MJ de carburant purs pour chacun des mélanges ce qui rend la lecture des résultats laborieuse. Le tableau 19 résume le périmètre des principales études rencontrées dans la littérature.

Périmètre	Nombre d'études
WtT, énergie uniquement	3 [72], [187], [188]
WtT, énergie + émissions de GES	2 [73], [185]
WtT, multicritère	3 [61], [183], [184]
WtW, énergie uniquement	1 [75]
WtW, énergie + GES	5 [58], [70], [174], [182], [186]
WtW, multicritère	3 [60], [62], [85]

TABLEAU 19 – périmètres et indicateurs d'impacts des ACV d'agrocarburants

Plusieurs conclusions peuvent être tirées de cette revue de la littérature. En premier lieu, il apparaît important de souligner la vaste littérature disponible sur le sujet, les agrocarburants étant un sujet majeur d'étude en ACV. Les ressources et les carburants sont plus ou moins étudiés, le biodiesel issu de la palme faisant l'objet du plus grand nombre d'études, du fait des rendements importants du palmier à huile et des polémiques qui entourent sa production. Les différentes ressources sont étudiées dans l'ordre décroissant suivant : palme (10 ACV), colza (9), soja (5), blé (5), betterave (4), canne à sucre (4), tournesol (3). Par ailleurs, il est nécessaire de mettre en avant le fait que cette richesse d'études s'accompagne d'un foisonnement de résultats, d'unités fonctionnelles, d'impacts environnementaux étudiés et de périmètres. La plupart des études ne considère que l'énergie et les émissions de GES, sur un périmètre couvrant uniquement la production du carburant. Ces études font donc l'impasse sur les autres effets des agrocarburants et, en négligeant la combustion à bord du véhicule, elles ne permettent pas d'effectuer des comparatifs pertinents entre carburants. Enfin, les résultats sont variés, même pour deux carburants issus de la même ressource, du fait de la grande incertitude associée à la prise en compte du CAS, des émissions de N₂O et des allocations des différents coproduits.

3.4 L'électricité

Les ACV de l'électricité comme source d'énergie pour l'automobile sont pour le moment peu nombreuses. Bien que des travaux puissent être présentés en congrès, les publications en journaux restent faibles. La littérature consacrée à l'électricité comme vecteur énergétique pour l'automobile peut se scinder en deux parties, qui correspondent aux tentatives d'introduction du véhicule électrique (VE) par les constructeurs automobiles. La première catégorie correspond aux années 1990, lors de la première tentative d'introduction des VE. Suite à l'échec de cette tentative, la littérature devient ténue sur le sujet. Des ACV recommencent à être publiées depuis 2009, suite au nouveau développement du VE. Néanmoins, le fait que très peu de VE soient actuellement commercialisés en Europe limite la possibilité de publier des ACV. Les principales études sont ainsi effectuées en Chine [190], [191] ou aux États-Unis (véhicules hybrides plug-in) [192], avec quelques études émergeant en Europe [193]

La littérature sur l'électricité (sans préjuger de son utilisation comme énergie automobile) se concentre sur plusieurs aspects : ACV des énergies renouvelables (en particulier le PV, l'éolien et la biomasse), potentiel de réduction de l'impact des centrales à charbon et ACV « conséquentielles ». Les aspects mix marginaux et ACV

conséquentielles ne seront pas abordés ici. Par ailleurs, les ACV décrivant les impacts des méthodes de réduction des émissions de CO₂ [194] que ce soit par capture et séquestration [96], [99], [100] ou ajout de biomasse au charbon [101] ne seront pas non plus décrites ici. Deux revues de la littérature seront donc effectuées dans les paragraphes suivants : électricité PV et l'électricité éolienne.

3.4.1 L'électricité photovoltaïque

La littérature sur le PV ne contient pas d'ACV considérant un véhicule électrique alimenté en électricité PV. Par définition, toutes les études sont donc uniquement du « puits au réservoir ». Différentes unités fonctionnelles peuvent être retenues dans la littérature : l'énergie délivrée par le panneau (en kWh), la puissance nominale du panneau (en kW_c) ou la surface de panneau (en m²). Les paragraphes qui suivent présentent les principaux résultats des ACV du PV pour les trois technologies retenues (mono-Si, poly-Si et CdTe). Les technologies évoluant très rapidement, seules les études vieilles de moins de dix ans ont été retenues.

DE WILD-SCHOLTEN et ALSEMA [128] ont évalué l'impact des panneaux cristallins. Leur étude met en évidence la forte variabilité des émissions de GES pour une même technologie de panneaux (possédant une durée de vie de 30 ans) selon les études de la littérature : de 40 à 180 g CO₂ éq.kWh⁻¹. Cette variabilité est liée à l'irradiance reçue par le panneau mais aussi par l'origine de l'électricité utilisée durant la fabrication du panneau, en particulier pendant la phase de purification du silicium. L'étude a calculé l'EPBT (*energy payback time*, retour sur investissement énergétique initial) en fonction du pays : 4,8 ans (Pays-Bas et Allemagne, rendement = 750 kWh.kW_c⁻¹.an⁻¹) à 2,8 ans (Europe du sud, rendement = 1 275 kWh.kW_c⁻¹.an⁻¹).

GÜRZENICH et WAGNER [139] ont étudié l'impact des panneaux solaires cristallins selon le lieu géographique (sept pays sont analysés : l'Allemagne, la France, l'Espagne, l'Italie, les Pays-Bas, l'Autriche et la Suède). Les résultats sont les suivants : émissions de GES = 900 - 4 000 kg CO₂ éq.kW_c⁻¹, émissions de NO_x = 4,9 - 5,5 kg.kW_c⁻¹, émissions de SO₂ = 2,4 - 4,8 kg.kW_c⁻¹. Pour l'installation de 1 560 W étudiée, l'énergie mobilisée, si le panneau est fabriqué en Allemagne, est la suivante :

Technologie	Onduleur	Module	BOS	Système PV
Mono-Si	5 356 MJ	89 971 MJ	6 361 MJ	101 688 MJ
Multi-Si	5 356 MJ	35 303 MJ	6 676 MJ	47 335 MJ

TABLEAU 20 – énergie mobilisée pour la fabrication d'un système cristallin de 1 560 kW [139]

KALDELLIS et al. [131] ont analysé l'EPBT de la production d'un panneau multicristallin en site isolé (couplé à une batterie acide-plomb). Pour un panneau connecté au réseau, l'EPBT est compris entre 2 et 2,8 ans tandis que pour un panneau isolé, l'EPBT est évalué entre 3,5 et 5,9 ans, mettant en évidence l'impact très significatif de la batterie.

FTHENAKIS et al. [130] ont déterminé les émissions de cadmium et de métaux lourds durant la production des panneaux CdTe. Selon leur étude, pour une irradiance de $1\,700 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$, les panneaux CdTe possèdent la plus faible émission de cadmium ($0,3 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$), valeur équivalente à l'électricité produite par le gaz naturel. Les autres technologies de panneaux émettent des quantités plus importantes de cadmium, $0,7$ et $0,6 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$, respectivement pour le mono et le multi cristallin. Les conclusions de l'étude sont identiques pour les émissions d'arsenic, de chrome, de plomb, de mercure et de nickel.

FTHENAKIS et KIM [129] ont calculé les émissions de GES et l'énergie utilisée pour différentes technologies de panneaux PV. Une analyse de la littérature effectuée met en évidence la grande variabilité des résultats (de 40 à $180 \text{ g CO}_2 \text{ éq.}\cdot\text{kWh}^{-1}$) ainsi que l'obsolescence des données utilisées. Par conséquent, FTHENAKIS et KIM ont utilisé les données issues de douze compagnies européennes et américaines entre 2004 et 2005 afin de réaliser une nouvelle ACV. De manière évidente, leur étude montre que le poste le plus impactant est le module, par rapport au cadre et au BOS. Pour un panneau fabriqué en Europe et exposé à une irradiance de $1\,700 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$, leurs résultats sont les suivants : multi-Si : $37 \text{ g CO}_2 \text{ éq.}\cdot\text{kWh}^{-1}$; mono-Si : $45 \text{ g CO}_2 \text{ éq.}\cdot\text{kWh}^{-1}$; CdTe : $16 \text{ g CO}_2 \text{ éq.}\cdot\text{kWh}^{-1}$. La production du panneau en Europe ou aux USA entraîne une marge d'erreur de $\pm 10 \text{ g}$. L'étude rappelle que les rendements des différents types de panneaux devraient s'améliorer de 40 à 50% dans les cinq prochaines années.

RAUGEI et al. [138] ont quantifié différents impacts environnementaux pour les technologies multi-Si et CdTe. La durée de vie des panneaux retenue est plutôt pessimiste (20 ans) mais l'irradiance est importante ($1700 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$). Leurs résultats sont les suivants pour 1 kWh produit : CML2001 ADP (kg Sb-éq.) : multi-Si = $0,14-0,21$, CdTe = $0,5-1,5$; EPBT (an) : multiSi = $1,8-2,4$, CdTe = $0,5-1,5$; CML2001 GWP ($\text{g CO}_2 \text{ éq.}$) : multiSi = $52-72$, CdTe = $17-48$; CML2001 AP (% d'1 kWh UCTE) : multi-Si = $14-17\%$, CdTe = $3-8\%$; CML2001 FWEP (% d'1 kWh UCTE) : multi-Si = $30-53\%$, CdTe = $5-30\%$.

STOPPATO [127] a déterminé l'EPBT de panneaux mono et multi-Si possédant une durée de vie estimée à 28 ans. L'EPBT a été évalué pour 29 lieux et donc 29 irradiances différentes. Les résultats obtenus vont de 3,5 ans (Ankara, irradiance = $1\,697 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) à 6,5 ans (Edimbourg, irradiance = $890 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$).

GARCÍA-VALVERDE et al. [136] ont estimé l'impact environnemental des installations photovoltaïques en site isolé, c'est-à-dire non-connectées au réseau et pour lesquelles un moyen de stockage de l'électricité (batterie) est nécessaire. Le module reste l'élément le plus impactant d'un point de vue émissions de GES et EPBT mais la batterie possède aussi un impact très significatif. Le système étudié possède une durée de vie de 20 ans et émet $131 \text{ g CO}_2 \text{ éq.}\cdot\text{kWh}^{-1}$ et son EPBT est égal à 7,8 ans (comparé au réseau électrique espagnol). Si l'on compare à un groupe électrogène, l'EPBT chute à 2,1 ans.

BERGER et al. [140] ont évalué, sur une base multicritère, l'impact de différents scénarios de recyclage des panneaux CdTe. Les impacts employés sont issus de la méthode CML2001 [150] et sont définis selon trois scénarios de recyclage : Ro : pas de

recyclage ; R₁ : recyclage par désassemblage thermique (*thermal dismantling*) et destruction sous vide (*vacuum blasting*) ; R₂ : recyclage par écrasement (*crushing*) et usure (*attrition*). Leurs résultats, pour 1 m² de panneau, sont les suivants :

Impact CML	Scénario RSo	Scénario RS ₁	Scénario RS ₂
GWP (kg CO ₂ -eq.)	592	413	752
ODP (kg CFC ₁₁ -eq.)	3,80.10 ⁻⁵	3,20.10 ⁻⁵	5,80.10 ⁻⁵
POCP (kg C ₂ H ₄ -eq.)	0,16	0,10	0,15
AP (kg SO ₂ -eq.)	4,23	2,50	3,65
EP (kg PO ₄ ³⁻ -eq.)	0,31	0,20	0,30
Energie fossile (MJ)	11 158	9 121	16 049

TABLEAU 21 – impact environnemental d'1 m² de panneau CdTe [140]

ITO et al. [122] ont déterminé l'impact de différentes technologies de panneaux installés dans le désert de Gobi (irradiance retenue = 1 702 kWh.m⁻².an⁻¹). Les impacts retenus sont l'EPBT et les émissions de GES. Les résultats sont les suivants : multi-Si, EPBT = 2 ans, GES = 41 g CO₂-éq..kWh⁻¹ ; mono-Si, EBPT = 2,5 ans, GES = 50 g CO₂-éq.kWh⁻¹ ; CdTe, EBPT = 2,1 ans, GES = 51 g CO₂-éq. kWh⁻¹.

RADHI [135] a calculé l'EBPT d'un panneau mono-Si installé en façade aux Émirats Arabes Unis. Les résultats obtenus ne sont pas directement comparables aux autres études (les panneaux sont inclinés à 90° et non à 45°) mais l'étude met en évidence l'utilisation des panneaux en façade pour la ventilation du bâtiment (air s'engouffrant entre le panneau et le mur).

LALEMAN et al. [134] ont évalué plusieurs impacts pour différentes technologies dont le mono-Si, le multi-Si et le CdTe. Les calculs sont réalisés à partir de la base de données Ecoinvent et les principaux impacts étudiés sont issus de la méthode Eco-indicator 99. Le tableau ci-dessous reprend les résultats par kWh produit obtenus pour un panneau multi-Si, sous une irradiance de 1 700 kWh.m⁻².an⁻¹ et possédant une durée de vie de trente ans. Les résultats sont donnés pour une pondération *hierarchist* (HH), égalitaire (EE) et individualiste (II).

Méthode	HH	EE	II
Écosystèmes (PDF.m ² .an ⁻¹)	1 381	1 294	475
Santé (DALY)	1,37.10 ⁻²	1,30.10 ⁻²	6,6.10 ⁻³
Ressources (MJ)	5 014	3 989	872

TABLEAU 22 – impacts Eco-indicator 99 d'1 kWh produit par un panneau multi-Si [134]

Il est possible de tirer plusieurs conclusions de cet état des lieux de la littérature. Dans un premier temps, il apparaît important de souligner la richesse de la littérature sur le PV. La diversité des résultats est liée à trois facteurs. Le premier est la valeur d'irradiance retenue, qui caractérise le rendement du panneau et donc l'électricité qu'il produit réellement. Le deuxième est la durée de vie de panneau, entre 20 et 30 ans, qui détermine la quantité d'électricité que le panneau fournira avant sa destruction. Enfin,

l'origine des panneaux, en particulier s'ils viennent d'Europe ou de Chine, influe sur les résultats, la production étant plus émettrice de GES en Chine.

Étude	Techno.	Durée (an)	Irr. (kWh.m ⁻² .an ⁻¹)	EBPT (an)	GES (g CO ₂ - _{éq.} .kWh ⁻¹)
DE-WILD SCHOLTEN et al. 2004 [128]	Si	30	750	2,8	-
GÜRZENICH et al. 2004 [139]	Si	30	-	-	900 – 4 000 ¹
STOPPATO 2008 [127]	Si	28	890	3,5	-
GARCIA et al. 2009 [136]	Si	20	-	7,8	131
FTHENAKIS et al. 2007 [129]	mono-Si	30	1 700	-	45
ITO et al. 2010 [122]	mono-Si	30	1 702	2,5	50
FTHENAKIS et al. 2007 [129]	multi-Si	30	1 700	-	37
RAUGEI et al. 2007 [138]	multi-Si	20	1 700	1,8– 2,4	52 – 72
KALDELLIS et al. 2010 [131]	multi-Si	30	-	2 – 2,8	-
ITO et al. 2010 [122]	multi-Si	30	1 702	2	41
FTHENAKIS et al. 2007 [129]	CdTe	30	1 700	-	16
RAUGEI et al. 2007 [138]	CdTe	20	1 700	0,5 – 1,5	17 – 48
BERGER et al. 2010 [140]	CdTe	30	-	-	413 – 592 ²
ITO et al. 2010 [122]	CdTe	30	1 702	2,1	51

TABLEAU 23 – récapitulatif des résultats d'ACV PV

3.4.2 L'électricité éolienne

Le nombre d'ACV relatives à l'électricité éolienne est moindre que pour la photovoltaïque. Ainsi, en 2009, VARUN [111] n'avait relevé qu'une seule étude [115] depuis 2002. JUNGBLUTH et al. [115] ont réalisé pour la base de données Ecoinvent l'ACV de l'électricité éolienne. L'étude regroupe quatre éoliennes suisses et deux éoliennes européennes dont une *offshore*. L'éolienne européenne moyenne *onshore* possède une puissance de 800 kW et l'*offshore* de 2 MW, ce qui est inférieur aux valeurs retenues dans le chapitre 2. Les résultats montrent que l'étape la plus importante, quel que soit l'impact regardé, est la production des matériaux de l'éolienne. Les émissions de GES sont de l'ordre de 11 g.kWh⁻¹ pour l'éolienne *onshore* et 13 g.kWh⁻¹ pour l'éolienne *offshore*.

ARDENTE et al. [113] ont réalisé l'ACV d'une ferme éolienne italienne. L'étude rappelle qu'en 2002, LENZEN et MUNKSGAARD [195] avait synthétisé 70 études, montrant la grande diversité des résultats dans la littérature : de 0,0414 à 1 kWh dépensé pour produire 1 kWh, de 7,9 à 123,7 g CO₂-_{éq.} par kWh produit et un facteur de charge compris entre 7,6% et 50,4%. Néanmoins, parmi les 70 études, la plupart ont été

¹ Exprimé en g CO₂-_{éq.}.kW⁻¹

² Exprimé en g CO₂-_{éq.}.kW⁻¹

réalisées durant les années 90 ce qui les rend à présent obsolètes. Le parc éolien étudié est composé d'onze éoliennes de 660 kW. L'énergie mobilisée est principalement liée à la construction et à l'installation de l'éolienne, le total représentant environ 46 TJ mobilisés par éolienne. L'étude présente un bilan multicritère pour un kWh d'électricité produite : réchauffement climatique : 14,8 g CO_{2-éq.} ; épuisement de l'ozone stratosphérique : $6,59 \cdot 10^{-7}$ g CFC11-éq. ; acidification : $3,62 \cdot 10^{-3}$ mol H⁺-éq. ; création d'ozone photochimique : $1,61 \cdot 10^{-2}$ g C₂H₄-éq. ; eutrophisation : 0,35 g O_{2-éq.} ; déchets inertes : 154,2 mg ; déchets spéciaux : 1,2 mg.

CRAWFORD [114] a étudié l'énergie dépensée ainsi que les émissions de GES associées à la production d'électricité éolienne. Deux éoliennes ont été étudiées : une première possédant une puissance nominale de 850 kW et une seconde de 3,0 MW. Le facteur de charge pour les éoliennes est compris entre 33% et 34%, ce qui est nettement plus optimiste que celui proposé dans le chapitre 2. L'énergie mobilisée par mégawatt est comprise entre 30,7 GJ et 34,6 GJ, respectivement pour les éoliennes de 850 kW et de 3,0 MW. L'étude intègre dans l'énergie mobilisée des postes « atypiques », tels que l'énergie requise pour fournir les services financiers et assurantiels requis, pour les télécommunications ou pour lever le capital nécessaire à la construction de l'éolienne. Ces postes représentent un peu plus de la moitié de l'énergie mobilisée (respectivement 51% et 59% pour les éoliennes de 850 kW et 3,0 MW). Les parties mobiles représentent environ la moitié de l'énergie mobilisée pour les parties fixes. Les émissions de CO₂ représentent respectivement 2 074 t CO_{2-éq.} et 1 844 t CO_{2-éq.} par MW installé pour les éoliennes de 850 kW et 3,0 MW.

MARTINEZ et al. [110] ont effectué l'ACV d'une éolienne de 2 MW installée en Espagne. Les résultats sont présentés sous la forme d'écoscores obtenus avec la méthode Eco-indicator 99. Les éoliennes produisent 4 GWh par an durant 20 ans, ce qui permet d'en déduire un facteur de charge de 27%. Les résultats montrent que, en utilisant Eco-indicator 99, les étapes les plus impactantes sont, par ordre décroissant : les fondations, le rotor, le mât et la nacelle. L'EBPT est égal à 0,4 an, ce qui est très court.

TREMEAC et MEUNIER [116] ont publié l'ACV de deux éoliennes, de capacités respectivement égales à 250 W et 4,5 MW (éoliennes de marque Vestas). Les facteurs de charge sont respectivement égaux à 20% et 30% et les éoliennes sont installées en France. Les émissions de GES sont respectivement égales à 46,4 et 15,8 g CO_{2-éq.}.kWh⁻¹, ce qui met en évidence l'important facteur d'échelle entre très petites et très grandes éoliennes. Les EBPT calculés sont respectivement égaux à 1,7 et 6,5 ans. Le transport des éléments (éoliennes produites en Finlande) est une étape significative pour les émissions de GES, représentant de 20% à 34% des émissions totales. En analyse de sensibilité, l'étude recommande de réduire les distances de transport pour améliorer le bilan environnemental des éoliennes. L'utilisation du train permet de diminuer les émissions à moins de 10 g CO_{2-éq.}.kWh⁻¹. Au niveau multicritère (dommages calculés à l'aide de la méthode IMPACT 2002+), l'éolien présente un excellent bilan, meilleur que l'électricité française fortement nucléarisée.

WEINZETTEL et al. [196] ont proposé un nouveau concept d'éolienne offshore flottante dont ils ont réalisé l'ACV. L'éolienne proposée possède une durée de vie de 20 ans,

une grande capacité de 5 MW et est située à 50 km des côtes. Le facteur de charge retenu est égal à 50%, ce qui est très élevé même pour une éolienne offshore. L'ACV multicritère utilise la méthode CML 2001 et propose les résultats suivants (pour 1 MJ) : $ADP = 2,4 \cdot 10^{-5}$ kg Sb- $\dot{e}q$, $GWP = 3,2 \cdot 10^{-3}$ kg CO₂- $\dot{e}q$, $HTP = 2,3 \cdot 10^{-2}$ kg 1,4-DB- $\dot{e}q$, $FWAETP = 3,2 \cdot 10^{-3}$ kg 1,4-DB- $\dot{e}q$, $TETP = 6,5 \cdot 10^{-5}$ kg 1,4-DB- $\dot{e}q$, $POCP = 1,7 \cdot 10^{-6}$ kg C₂H₄- $\dot{e}q$, $AP = 3,2 \cdot 10^{-5}$ kg SO₂- $\dot{e}q$ et $EP = 3,4 \cdot 10^{-6}$ kg PO₄³⁻- $\dot{e}q$.

WAGNER et al. [117] ont réalisé l'ACV de la première ferme éolienne offshore allemande dénommée Alpha Ventus. Les éoliennes sont situées à 60 km des côtes où la profondeur marine est égale à 30 m. Différents scénarios sont étudiés mais l'EBPT est toujours inférieur à 1 an. Par ailleurs, différents impacts environnementaux issus de la méthode CML 2001 ont été investigués : énergie = 0,137 kWh.kWh⁻¹, $GWP = 32$ g CO₂- $\dot{e}q$.kWh⁻¹, $EP = 34$ mg PO₄³⁻- $\dot{e}q$.kWh⁻¹, $HTP = 69$ g DCB- $\dot{e}q$.kWh⁻¹, $POCP = 22$ mg C₂H₄- $\dot{e}q$.kWh⁻¹ et $AP = 215$ mg SO₂- $\dot{e}q$.kWh⁻¹. À l'exception de la toxicité, tous les impacts sont inférieurs à ceux de l'électricité moyenne allemande. Il est important de noter que la phase de production de ces éoliennes offshore ne représente « que » 78,4% de l'énergie totale consommée, le reste étant lié à la phase d'utilisation, en particulier au transit des différents navires chargés de l'entretien des éoliennes.

KABIR et al. [197] ont étudié une installation de petite taille au Canada d'une puissance nominale de 100 kW, avec trois configurations retenues : une éolienne de 100 kW (NP), vingt petites éoliennes de 5 kW (EN) ou cinq éoliennes de 20 kW (JA). Le facteur de charge retenu est faible, de l'ordre de 14% pour toutes les éoliennes. Les résultats obtenus sont les suivants : émissions de GES : 17,8 (NP) – 42,7 (EN) g CO₂- $\dot{e}q$.kWh⁻¹, acidification : $4,2 \cdot 10^{-2}$ (NP) – $11,2 \cdot 10^{-2}$ (EN) g SO₂- $\dot{e}q$.kWh⁻¹ et ozone photochimique $6,2 \cdot 10^{-2}$ (NP) – $13,6 \cdot 10^{-2}$ (EN) g COV+NO_x. L'énergie mobilisée est comprise entre 0,004 MJ.MJ⁻¹ (NP) et 0,068 MJ.MJ⁻¹ (EN), le recyclage de l'éolienne permettant de récupérer entre un quart et un tiers de l'énergie dépensée pour la construction (après 25 ans d'utilisation). Les résultats tendent donc à montrer l'influence importante du facteur d'échelle, les grandes éoliennes présentant un impact rapporté au kilowattheure plus faible que les petites.

GUEZURAGA et al. [112] ont réalisé l'ACV de deux éoliennes de puissance nominale égale à 2 MW. La durée de vie retenue des éoliennes est de 20 ans et la base de données utilisée pour les calculs est la base GEMIS (Cf. chapitre 5). La construction des éoliennes est le poste le plus impactant, en comparaison du transport et de l'installation. L'EPBT est compris entre 0,6 et 2 ans selon le recyclage envisagé, tandis que les émissions de CO₂ sont comprises entre 9 et 30 g CO₂.kWh⁻¹. Le facteur de charge retenu est élevé, de l'ordre de 34% pour la première année puis il subit une lente dégradation durant les 20 ans d'utilisation pour terminer à 23%, ce qui permet d'en déduire un coefficient égal à 29% sur toute la durée de vie de l'éolienne.

Le tableau 24 récapitule les principaux facteurs et résultats des études rencontrées dans la littérature.

Étude	Région	P (MW)	Facteur de charge	Durée de vie (ans)	GES (g CO ₂ - éq..kWh ⁻¹)
JUNGBLUTH et al. (2005) [115]	UE	0,8	20%	20	11
JUNGBLUTH et al. (2005) [115]	UE	2 (<i>off.</i>)	30%	20	13
ARDENTE et al. (2006) [113]	Italie	0,66	?	20	15
CRAWFORD (2009) [114]	Australie	0,85	33%	20	36
CRAWFORD (2009) [114]	Australie	3	34%	20	31
MARTINEZ et al. (2009) [110]	Espagne	2	27%	20	?
TRÉMEAC et al. (2009) [116]	France	0,0003	20%	20	46,4
TRÉMEAC et al. (2009) [116]	France	4,5	30%	20	15,8
WEINZETTEL et al. (2009) [196]	M. Nord	5 (<i>off.</i>)	50%	20-30	12
WAGNER et al. (2011) [117]	M. Nord	5 (<i>off.</i>)	?	20	32
KABIR et al. (2012) [197]	Canada	0,1	14%	25	18
KABIR et al. (2012) [197]	Canada	0,02	14%	25	25
KABIR et al. (2012) [197]	Canada	0,005	14%	25	43
GUEZUGARA et al. (2012) [112]	Autriche	2	34%	20	9 – 30

TABLEAU 24 – récapitulatif des résultats d'ACV d'électricité éolienne

Chapitre 4 Problématique et objectifs

*C*E quatrième court chapitre expose les différentes problématiques développées dans la suite du manuscrit. On s'attache ainsi à décrire l'état de l'art de l'ACV des carburants au sein de Renault puis à établir les différentes pistes d'amélioration possible. De fait, une première partie traite ainsi des indicateurs environnementaux actuellement utilisés puis formule une proposition qui sera suivie dans la thèse. La seconde partie détaille les enjeux méthodologiques associés à la prise en compte des impacts environnementaux locaux et de quelle manière l'automobile présente un cas spécifique. Enfin, une troisième partie fait le point sur les difficultés liées à la modélisation de la phase véhicule. En conclusion, la dernière partie de ce chapitre énonce les objectifs de la thèse qui seront exposés dans les chapitres suivants.

1 Choix des indicateurs d'impacts

1.1 Indicateurs Renault

En 2005, Renault a choisi cinq indicateurs pour la réalisation d'ACV comparatives entre deux générations de véhicules utilisant la même énergie. Ces indicateurs sont par ailleurs parfois utilisés pour les études du puits à la roue, même si l'indicateur « émissions de GES » reste prédominant. Les cinq impacts retenus par Renault sont issus de la méthode CML 2001 (Cf. chapitre 3) et sont les suivants : épuisement des ressources abiotiques (ADP, kg Sb-_{eq.}), réchauffement climatique (GWP, kg CO_{2-_{eq.}}), acidification (AP, kg SO_{2-_{eq.}}), eutrophisation (EP, kg PO_{4³⁻-_{eq.}}) et création d'ozone photochimique (POCP, kg C₂H_{4-_{eq.}}). L'énergie primaire a été rajoutée récemment comme sixième impact. Ces indicateurs ont été retenus en fonction de cinq critères : maturité de la méthode, enjeux pour l'automobile, couverture des aspects globaux et régionaux, couvertures des enjeux liés au sol, à l'eau et à l'air et nombre limité pour faciliter la compréhension.

Dans le premier chapitre, les principaux enjeux environnementaux liés à l'automobile ont été décrits. Il s'agit des impacts suivants : réchauffement climatique, consommation des ressources fossiles, ozone photochimique, eutrophisation, acidification, pollution particulaire, toxicité et écotoxicité. À ces impacts se rajoute le changement d'usage des sols généré par les agrocarburants. Afin d'être pertinente (et conforme à sa définition telle qu'énoncée dans le chapitre 2), une ACV doit prendre en compte tous les impacts environnementaux générés par le système étudié dans la limite des connaissances scientifiques actuelles. Il faut donc dans un premier temps évaluer si les indicateurs retenus par Renault sont susceptibles de convenir. Le tableau 25 résume les impacts environnementaux de l'automobile (Cf. chapitre 1) et les indicateurs sélectionnés actuellement par Renault. On constate ainsi que, dans une optique de comparaison entre différentes énergies (avec des énergies nouvelles comme les agrocarburants ou l'électricité), les indicateurs ne couvrent qu'une part limitée des impacts. Par ailleurs, les indicateurs, en dehors du GWP, possèdent des limites pouvant complexifier leur interprétation.

Impact	Indicateur	Limites
Énergies fossiles	ADP	Agrège les minerais et l'énergie
Réchauffement climatique	GWP ₁₀₀	Aucune, meilleur consensus actuel
Acidification	AP	Indicateur acceptable
Eutrophisation	EP	Agrège eutrophisation limnique et marine.
Ozone photochimique	POCP	Rôle des NO _x faible
Pollution particulaire	Aucun	Non prise en compte
Toxicité	Aucun	Non prise en compte
Écotoxicité	Aucun	Non prise en compte

TABEAU 25 – impacts des systèmes étudiés et indicateurs Renault

1.2 Test des méthodes de caractérisation des impacts

Dans le troisième chapitre, différentes méthodes d'impacts *midpoint* ont été présentées, avec la philosophie les accompagnant ainsi que la façon dont elles ont été mises au point. Les méthodes *midpoint* étudiées sont : CML 2001, ReCiPe 2008, IMPACT 2002+ et EDIP (97 et 2003). Les tableaux qui suivent présentent les résultats pour différents indicateurs issus des quatre méthodes énoncées ci-dessus. Le système étudié est simple et contient certains polluants caractéristiques de la production et de l'utilisation des énergies automobiles. L'objectif ici est de voir dans quelle mesure les différentes méthodologies convergent. Les polluants retenus sont : NO_x émis dans l'air (1 kg, activités de combustion, en particulier du gaz naturel et du gazole), SO₂ émis dans l'air (1 kg, activités de combustion, en particulier le charbon), COV émis dans l'air (1 kg, activités de combustion et émis par évaporation de l'essence), benzène émis dans l'air (100 g, activités de combustion et évaporation de l'essence), cadmium émis dans l'air (1 g, activités de combustion), particules PM₁₀ émises dans l'air (1 kg, activités de combustion, en particulier du charbon et du gazole), phosphates PO₄³⁻ émis dans l'eau (1 kg, épandages d'engrais), glyphosate (pesticide, traitement des productions agricoles) émis dans l'eau (1 kg). Par ailleurs, le système consomme 1 kg de pétrole, 1 kg de gaz naturel, 1 kg de minerai de fer et 1 kg de minerai contenant du lithium. Pour chacun des impacts environnementaux définis dans le tableau 25, la contribution relative des polluants à chacune des méthodes est présentée. Les quantités de polluants ont été retenues de manière à ce qu'aucun polluant ne viennent représenter la majorité de l'impact (ce qui aurait rendu les tests de convergence caducs) et les différents polluants retenus sont représentatifs des systèmes étudiés (il s'agit ici d'un compromis entre représentativité de nos systèmes et interprétation). Les calculs sont effectués à l'aide du logiciel GaBi 4 [98], dans lequel les quatre méthodes étudiées sont implémentées (Cf. chapitre 5 pour plus de détails sur GaBi). Cette présentation des résultats permet de s'affranchir des différences d'unités entre les méthodes qui ne permettent pas la comparaison en valeurs absolues. Deux méthodes convergent lorsque les polluants mis en jeu sont les mêmes et dans des proportions relativement proches. Concernant le réchauffement climatique, toutes les méthodes utilisent les facteurs définis par le GIEC. Les résultats convergent donc nécessairement et le choix d'une méthode n'influe pas sur les résultats.

Le tableau 26 récapitule les résultats obtenus avec les indicateurs ressources. Dans GaBi 4, seule la méthode CML 2001 prend en compte les quatre substances. ReCiPe 2008 et IMPACT 2002+ ne prennent pas en compte le lithium. L'approche CML 2001 peut être utilisée, soit dans sa version 2007, avec l'indicateur énergies et minerais agrégé, soit sous sa forme 2009, avec séparation énergie et minerais. Sous sa forme agrégée, les énergies sont pondérées de manière à écraser les impacts des minerais.

Méthodologie	Unité	Pétrole	Gaz	Lithium	Fer
CML 2001 (version 2007)	kg Sb-éq.	47,3%	52,7%	<1%	<1%
CML 2001 (éléments)	kg Sb-éq.	-	-	92,0%	8,0%
CML 2001 (énergies)	MJ	54,2%	45,8%	-	-
ReCiPe 2008 (énergies)	kg pétrole-éq.	46,5%	53,5%	-	-
ReCiPe 2008 (métaux)	kg Fe-éq.	-	-	-	100%
IMPACT 2002+	MJ _{surplus}	-	-	-	100%

TABLEAU 26 – comparaison des indicateurs sur les ressources

Le tableau 27 présente les résultats pour l'impact acidification. Comme énoncé dans le chapitre 1, Les substances jouant un rôle dans l'acidification sont les NO_x et le SO₂. En dehors d'IMPACT 2002+, les méthodes pour l'acidification sont convergentes, les NO_x représentant 35% ± 5% de l'impact et le SO₂ 65% ± 5%. Seul IMPACT 2002+ présente un impact différent, en séparant l'acidification terrestre de l'acidification aquatique. Nonobstant les résultats obtenus avec cette méthode, le choix d'une méthode plutôt qu'une autre pour l'acidification a donc un impact faible sur les résultats. L'indicateur terrestre d'IMPACT 2002+ ne paraît pas le plus pertinent dans notre système car il regroupe à la fois l'acidification et l'eutrophisation terrestre. Cela explique le fait que les NO_x aient un poids plus fort que le SO₂ car ils contribuent à la fois à l'acidification et à l'eutrophisation (Cf. chapitre 1).

Méthodologie	Unité	NO _x	SO ₂
CML 2001	kg SO ₂ -éq.	29,4%	70,6%
ReCiPe 2008	kg SO ₂ -éq.	35,9%	64,1%
IMPACT 2002+ (aquatique)	kg SO ₂ -éq.	-	100%
IMPACT 2002+ (terrestre)	kg SO ₂ -éq.	84,6%	15,4%
EDIP97	kg SO ₂ -éq.	41,2%	58,8%
EDIP2003	m ² UES	32,7%	67,3%

TABLEAU 27 – comparaison des indicateurs d'acidification

Le tableau 28 récapitule les résultats obtenus pour l'eutrophisation. En dépit de leurs unités différentes, CML 2001 et EDIP97 présentent la même répartition des résultats. IMPACT 2002+ (aquatique), EDIP2003 et ReCiPe 2008 (limnique) donnent les mêmes résultats, en attribuant un rôle majeur aux phosphates (l'hypothèse étant que le phosphore est l'élément limitant). Les indicateurs d'eutrophisation terrestre d'EDIP2003 et d'eutrophisation marine de ReCiPe 2008 se rejoignent car ils font tous les deux l'hypothèse de l'azote limitant. Seule l'eutrophisation terrestre calculée par IMPACT 2002+ présente une répartition différente, avec un rôle attribué au SO₂, du fait de l'intégration en seul impact de l'acidification et de l'eutrophisation. Les méthodes récentes (IMPACT 2002+, EDIP 2003 et ReCiPe 2008) tendent vers un consensus pour la mesure de l'eutrophisation, avec d'un côté l'eutrophisation limnique (phosphore) et de l'autre l'eutrophisation terrestre et marine (azote).

Méthodologie	Unité	NO _x	PO ₄ ³⁻	SO ₂
CML2001	kg PO ₄ ³⁻ -éq.	11,5%	88,5%	-
ReCiPe 2008 (limnique)	kg P-éq.	-	100%	-
ReCiPe 2008 (marine)	kg N-éq.	100%	-	-
IMPACT 2002+ (aquatique)	kg PO ₄ ³⁻ -éq.	-	100%	-
IMPACT 2002+ (terrestre)	kg SO ₂ -éq.	84,6%	-	15,4%
EDIP97	kg NO ₃ ⁻ -éq.	11,4%	86,6%	-
EDIP2003 (aquatique)	kg NO ₃ ⁻ -éq.	4,5%	95,5%	-
EDIP2003 (terrestre)	m ² UES	100%	-	-

TABLEAU 28 – comparaison des indicateurs d'eutrophisation

Le tableau 29 compare les différents indicateurs d'ozone photochimique. Ces derniers peuvent être regroupés en trois catégories : rôle majeur des NO_x (EDIP2003), rôle majeur des COV (CML 2001, IMPACT 2002+, EDIP97) et compromis entre les deux (ReCiPe 2008). Cette diversité est liée aux interactions complexes entre NO_x et COV (Cf. chapitre 1). *A priori*, l'approche développée par ReCiPe 2008 semble offrir le meilleur compromis, compte-tenu de la difficulté de quantifier de manière pertinente cet impact. Néanmoins, il convient de mettre les résultats obtenus en regard de CML 2001, Impact 2002+ ou EDIP97 et EDIP2003 pour s'assurer de la robustesse des résultats. Par ailleurs, le passage de CML 2001 à ReCiPe 2008 risque potentiellement de changer les conclusions des ACV réalisées par Renault.

Méthodologie	Unité	NO _x	COV	Benz.
CML 2001	kg C ₂ H ₄ -éq.	9,5%	89,8%	0,7%
ReCiPe 2008	kg NMVOC-éq.	49,8%	49,8%	0,4%
IMPACT 2002+	kg C ₂ H ₄ -éq.	-	99,3%	0,7%
EDIP97 (haut NO _x)	kg C ₂ H ₄ -éq.	-	99,6%	0,4%
EDIP97 (bas NO _x)	kg C ₂ H ₄ -éq.	-	99,0%	1,0%
EDIP2003 (santé)	pers.ppm.h	61,8%	38,1%	0,2%
EDIP2003 (végétation)	m ² .UES.h	66,3%	33,6%	0,1%

TABLEAU 29 – comparaison des indicateurs d'ozone photochimique

Le tableau 30 regroupe les résultats obtenus pour la pollution particulaire. Seules deux méthodes proposent des indicateurs : ReCiPe 2008 et IMPACT 2002+. Les résultats obtenus sont similaires.

Méthodologie	Unité	NO _x	SO ₂	PM ₁₀
ReCiPe 2008	kg PM ₁₀ -éq.	15,0%	13,6%	71,4%
IMPACT 2002+	kg PM _{2,5} -éq.	17,2%	10,5%	72,3%

TABLEAU 30 – comparaison des indicateurs de pollution particulaire

Le tableau 31 présente les résultats obtenus pour l'indicateur toxicité. Le premier constat s'imposant est la différence dans le nombre de substances ayant un impact. Ainsi, alors que les impacts précédents sont liés à deux, trois, ou quatre substances seulement, sept molécules sont susceptibles d'avoir une influence sur l'indicateur toxicité. De plus, en fonction des méthodologies retenues, ce ne sont pas les mêmes substances qui jouent un rôle. Par exemple, alors que ReCiPe 2008 ne dépend que des

émissions de benzène, CML 2001 prend en compte les NO_x, les COV, le benzène, le cadmium, le glyphosate et le SO₂. Aucun consensus ne se dégage entre les différentes méthodologies, même entre celles couvrant théoriquement le même périmètre (CML 2001, ReCiPe 2008 et IMPACT 2002+). Le nombre de substances ayant un impact sur l'écotoxicité (Cf. tableau 32) est plus limité, puisque seuls les COV, le benzène, le cadmium et le glyphosate ont un impact. Cependant, les résultats restent discordants, même en regardant le même compartiment. Ainsi, pour l'écotoxicité terrestre, selon CML 2001 et IMPACT 2002+, le cadmium est le facteur principal (respectivement 95,4% et 100%) tandis d'après ReCiPe 2008 et EDIP97, le facteur majoritaire est le benzène (respectivement 100% et 95,3%). De même, pour l'écotoxicité aquatique, les résultats sont concordants entre CML 2001 et IMPACT 2002+ (le glyphosate représentant respectivement 100% et 92,2% de l'impact), tandis qu'EDIP97 est plus nuancé pour l'écotoxicité chronique (72,6% pour le glyphosate et 27,3% pour le cadmium) et ReCiPe 2008 affiche des résultats sans lien (100% pour le benzène). Par ailleurs, le fait que seul le benzène présente un impact selon ReCiPe 2008 permet de déduire que le nombre de facteur d'impacts tel que renseigné dans GaBi est faible en comparaison des autres méthodologies.

Méthodologie	Unité	NO _x	COV	Benz.	Cd	Gly.	SO ₂	PM ₁₀
CML 2001	kg DCB-éq.	0,7%	<0,1%	11,4%	87,2%	<0,1%	0,1%	
ReCiPe 2008	kg 1,4-DCB-éq.	-	-	100%	-	-	-	
IMPACT 2002+	kg C ₂ H ₃ Cl-éq.	-	-	10,7%	78,8%	10,5%	-	
IMPACT 2002+ (car.)	kg C ₂ H ₃ Cl-éq.	-	-	<1%	100%	-	-	
EDIP97 (air)	m ³ air	3,5%	-	41,1%	46,7%	-	0,5%	8,21%
EDIP97 (eau)	m ³ eau	<0,1%	-	3,8%	94,2%	2,0%	-	-
EDIP97 (sol)	m ³ sol	1,9%	-	95,1%	1,9%	-	-	-

TABLEAU 31 – comparaison des indicateurs de toxicité

Méthodologie	Unité	COV	Benzène	Cd	Glyphosate
CML 2001 (eau)	kg DCB-éq.	<0,1%	0,1%	<0,1%	100%
CML 2001 (sol)	kg DCB-éq.	4,6%	<1%	95,4%	<1%
ReCiPe 2008 (eau)	kg 1,4-DCB-éq.	-	100%	-	-
ReCiPe 2008 (mer)	kg 1,4-DCB-éq.	-	100%	-	-
ReCiPe 2008 (sol)	kg 1,4-DCB-éq.	-	100%	-	-
IMPACT 2002+ (eau)	kg TEG-éq.	-	<1%	7,8%	92,2%
IMPACT 2002+ (sol)	kg TEG-éq.	-	<1%	100%	<1%
EDIP97 (sol)	m ³ sol	-	95,3%	4,7%	-
EDIP97 (eau, aiguë)	m ³ eau	-	-	-	100%
EDIP97 (eau, chron.)	m ³ eau	-	<0,1%	27,3%	72,6%

TABLEAU 32 – comparaison des indicateurs d'écotoxicité

1.3 Choix de la méthode de caractérisation des impacts

Compte-tenu des défauts des cinq impacts retenus actuellement par Renault, il est nécessaire de s'appuyer sur un jeu plus large d'indicateurs pour prendre en compte de manière exhaustive les impacts des énergies pour l'automobile. Il est nécessaire de faire un choix entre les méthodes CML 2001, ReCiPe 2008, EDIP97, EDIP2003 et

IMPACT 2002+. Pour cela, l'étude d'un système simple dans le paragraphe précédent permet de dégager les forces et faiblesses de chacune et de déterminer la méthode la plus adaptée à notre étude. Seuls ReCiPe 2008 et IMPACT 2002+ contiennent un indicateur « pollution particulaire » clairement identifié. Or, celui-ci a été identifié comme un des impacts prioritaires dans le chapitre 1 pour les énergies automobiles. Par ailleurs, seules ces deux méthodes offrent la possibilité *a posteriori* d'utiliser des indicateurs endpoint. Ces deux méthodes sont donc retenues en priorité par rapport aux autres. Comparée à IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 présente l'avantage d'avoir un indicateur d'eutrophisation plus proche de la réalité (avec séparation entre limnique et marin) et de proposer des facteurs d'impacts plus récents. En outre, l'indicateur de formation d'ozone photochimique offre un compromis dans la prise en compte des NO_x. Enfin, IMPACT 2002+ est une méthodologie amenée à être rapidement obsolète à la suite de la publication de sa mise à jour, IMPACT World 2012+. Par conséquent, le choix de la méthode se porte sur ReCiPe 2008. Néanmoins, il est important de garder à l'esprit les conséquences du choix de cette méthode et l'influence que cela peut avoir sur les résultats. Le tableau 33 montre les effets d'un passage des cinq impacts CML 2001 à ReCiPe 2008.

Impact ReCiPe 2008	Influence par rapport à la méthode Renault	Limites
Réchauffement climatique	Identiques	Consensuel
Acidification	Similaires	Consensuel
Eutrophisation (eaux douces)	Utilisation de deux indicateurs au lieu d'un.	Augmentation du nombre d'indicateurs
Eutrophisation (marine)		
Ozone troposphérique	Rôle des NO _x majoré	Rôle des NO _x .
Pollution particulaire	Nouvel impact	Consensuel
Toxicité	Nouvel impact	Aucune méthode ne converge
Écotoxicité	Nouvel impact	Aucune méthode ne converge
Ressources et énergie	Changements radicaux	Méthode peu lisible

TABLEAU 33 – utilisation de ReCiPe 2008

Le passage de CML 2001 à ReCiPe 2008 ne change pas les résultats pour le réchauffement climatique et l'acidification. Dans le cas de l'eutrophisation, les résultats peuvent se complexifier du fait de l'utilisation de deux indicateurs mais leur interprétation est plus transparente. La pollution particulaire n'étant pas prise en compte dans les indicateurs actuels Renault, son ajout peut être amené à changer les conclusions de précédentes études. Toutefois, son utilisation est indispensable pour obtenir un résultat exhaustif. L'utilisation de ReCiPe 2008 pour l'ozone troposphérique risque de changer les résultats par rapport à CML 2001 en attribuant un rôle fort au NO_x. ReCiPe 2008 est un compromis quant au rôle des NO_x, très fort dans EDIP2003 et faible dans CML 2001 et IMPACT 2002+. Par conséquent, les tendances obtenues avec cet indicateur devront être confirmées en les confrontant avec EDIP2003, CML 2001 ou IMPACT 2002+. Par ailleurs, les indicateurs ressources et énergies sont moins lisibles que ceux obtenus à partir de la méthode CML 2001. On conservera donc ces indicateurs, plutôt que d'utiliser les indicateurs ReCiPe 2008. Enfin, la toxicité et l'écotoxicité ne sont pas consensuelles entre les méthodes d'ACV et ReCiPe 2008 ne propose pas d'indicateur qui soit plus convaincant que les autres. De

fait, on ne retiendra aucune des méthodes proposées ici. De plus, le grand nombre de substances ayant un impact sur ces indicateurs implique une réflexion supplémentaire sur le degré de finesse de l'ICV. Dès lors, ces deux impacts font l'objet d'un chapitre séparé (chapitre 7 consacré à l'implantation de USEtox). Les impacts retenus sont donc les suivants :

Impact	Méthode retenue	Méthodes de contrôle
Réchauffement climatique	ReCiPe 2008	-
Acidification	ReCiPe 2008	-
Eutrophisation (eaux douces)	ReCiPe 2008	-
Eutrophisation (marine)	ReCiPe 2008	-
Ozone troposphérique	ReCiPe 2008	CML 2001
Pollution particulaire	ReCiPe 2008	-
Toxicité	Cf. chapitre 7	-
Écotoxicité	Cf. chapitre 7	-
Ressources et énergie	CML 2001, non agrégés	-

TABLEAU 34 – méthodes et indicateurs d'impacts retenus

Ces indicateurs suivent les recommandations de l'International life cycle database (ILCD) [198] pour les impacts suivants : réchauffement climatique, pollution particulaire (appelée effets respiratoires dans l'ILCD *handbook*), ozone troposphérique, acidification et eutrophisation. Nous avons fait le choix de retenir CML 2001 pour les ressources, car cette méthode correspond aux recommandations de l'ILCD (méthode de catégorie 2, considérant le ratio entre vitesses d'extraction et réserves). Pour la formation d'ozone troposphérique, ReCiPe 2008 et CML 2001 utilisent le concept de POCP et expriment l'augmentation de la concentration d'ozone dans le temps. Ces deux méthodes sont donc compatibles avec les préconisations de l'ILCD.

2 Problématique des impacts locaux

Comme énoncé dans le chapitre 3, la transparence d'un indicateur d'impact est inversement proportionnelle à son intégration : du simple inventaire d'émissions, à la quantification du devenir, puis de l'exposition, puis des effets et enfin des dommages. En effet, à chaque étape intermédiaire s'ajoute de nouvelles incertitudes, hypothèses et simplifications. Les indicateurs *midpoint* retenus s'arrêtent avant l'étape dommages. Néanmoins, l'incertitude peut rester forte pour certains impacts. De fait, on peut considérer que la pertinence d'un indicateur est inversement proportionnelle à sa portée. Par exemple, pour un impact comme le réchauffement climatique, le milieu et les caractéristiques de la source d'émission n'ont pas d'influence sur l'impact d'une masse de substance donnée. L'émission continue, sur un an, d'un kg de CO₂ en Chine possède le même impact que l'émission instantanée d'un kg en France. Pour les impacts dits régionaux (acidification, ozone photochimique, pollution particulaire) ou locaux (eutrophisation, toxicité, écotoxicité), certains paramètres liés à la source émettrice ou au milieu récepteur ont un impact fort. La figure 37 décrit les principaux paramètres dans le cas d'un impact local. Ainsi, dans un premier temps, l'émission de la substance est liée à plusieurs paramètres dont les principaux sont la fréquence, la

durée et l'intervalle entre chaque émission. Par ailleurs, la mobilité de la source (cas d'une automobile par exemple) et le compartiment récepteur jouent aussi un rôle. Ces différents paramètres spatio-temporels vont influencer la dispersion du polluant, sa dégradation, son dépôt, etc. et ainsi déterminer les concentrations du polluants dans les différents compartiments de l'environnement. Si les cibles sont présentes dans le compartiment alors que la substance polluante s'y trouve, elles sont susceptibles d'être affectées, et ce d'autant plus selon la voie d'exposition adoptée et la durée d'exposition.

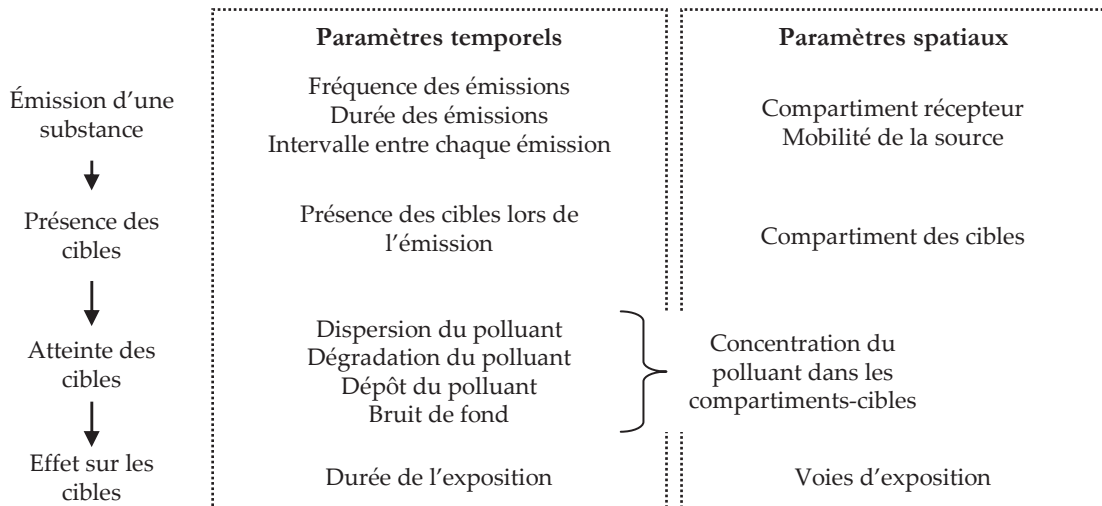


FIGURE 37 – paramètres ayant une influence sur un impact local, adapté de [199]

Plus l'impact est local, plus le nombre de paramètres ayant une influence est important. Or, l'ACV utilise des indicateurs reliant linéairement la masse de substance émise à un impact. Cela signifie que plus la portée d'un impact est locale, moins l'indicateur est susceptible d'être pertinent. La figure 38 illustre la relation entre portée et pertinence. Les impacts se classent de manière générale entre les échelles suivantes : globale, régionale ou locale. Toutefois, dans certains cas, leur échelle est susceptible de varier. Ainsi, l'utilisation des ressources, impact global, peut avoir des effets locaux spécifiques. De même, l'écotoxicité, impact local, peut devenir régional à global lorsque des substances possédant une très grande persistance dans l'environnement (telles les dioxines ou certains HAP) sont émises. La figure 38 a donc pour but principal d'illustrer la relation entre portée et pertinence mais la position des différents impacts sur l'échelle est susceptible de varier et est donc à retenir de manière purement indicative.

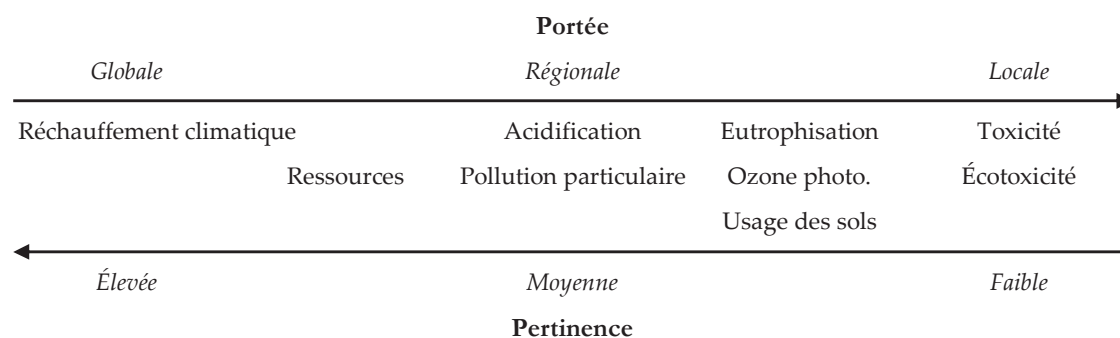


FIGURE 38 – pertinence en fonction de la portée de l'impact

Dans le cadre d'une ACV, il n'est pas possible d'obtenir, pour chaque émission ayant un impact local, l'ensemble des paramètres décrits dans la figure 37. La prise en compte des caractéristiques spatio-temporelles précises d'une source d'émission et d'un milieu récepteur requerrait un travail proche de l'étude d'impact pour chaque émission de l'ACV. Compte-tenu du nombre d'émissions répertoriées dans une ACV, ce travail n'est ni faisable, ni par ailleurs souhaitable. Il est donc nécessaire ici de trouver des paramètres discriminants simples, qui puissent être appliqués dans une ACV dans laquelle les émissions de polluants sont inventoriées sous forme de masses. Ces discriminations devront donc à la fois être pertinentes vis-à-vis du système étudié (énergies pour l'automobile) et pouvoir être renseignées à toutes les étapes de l'ICV.

3 Périmètre et émissions du véhicule

Dans le chapitre précédent, une revue des ACV de carburants dans la littérature a été effectuée et plusieurs conclusions ont été tirées. Dans un premier temps, s'il existe une littérature abondante sur l'électricité renouvelable, les ACV étudiant les véhicules électriques et hybrides sont peu nombreuses. De plus, seule une partie des ACV des carburants prend en compte la phase utilisation du carburant par le véhicule. Ainsi, sur les 19 ACV résumées dans le chapitre 2, seules 9 tiennent compte de la phase utilisation à bord du véhicule. Par ailleurs, parmi ces 19, seules 3 utilisent une approche multicritère. Or, dans une ACV de carburant, le périmètre dépend de l'objectif souhaité. On peut ainsi résumer de la manière suivante les différents périmètres possible en fonction du but visé :

Objectif	ICV du puits au réservoir	ICV du réservoir à la roue
GES, production d'un carburant ou carburants pour le même moteur	Inventaire des GES	Non requis
GES et énergie, comparaison de carburants pour différents moteurs	Inventaire des GES	Consommation des véhicules et GES
Multicritère	ICV complet	Consommation des véhicules et émissions polluantes

TABLEAU 35 – périmètre d'une ACV de carburant selon l'objectif

Dans l'optique de la thèse, on cherche à effectuer des bilans comparatifs entre filières énergétiques variées sur une base d'indicateurs environnementaux exhaustifs. La troisième approche doit être employée. Par conséquent, il convient de définir précisément de quelle manière les émissions polluantes et les consommations des véhicules doivent être considérées. Pour cela, les trois études de la littérature employant la troisième approche [60], [62], [85] ont toutes analysé un nombre restreints de véhicules, considérés comme représentatifs de la flotte moyenne ou du véhicule moyen vendu. Les émissions retenues ont été mesurées sur des cycles d'homologation qui permettent de vérifier la conformité des véhicules par rapport aux normes de dépollution. Néanmoins, aucune analyse de robustesse ou sensibilité ne montre dans quelle mesure ce choix influence les résultats de l'ACV. La phase véhicule est donc une étape de l'ACV qui doit être étudiée plus en détails. En particulier, il conviendra de définir une méthode de prise en compte de la phase véhicule qui soit cohérente vis-à-vis de l'UF à définir et qui soit robuste.

4 Objectifs et finalité

4.1 Finalité pour l'entreprise Renault

La finalité pour Renault est liée aux trois constats suivants : la phase de production et d'utilisation des carburants représente une part majeure (>50% selon les indicateurs) des impacts des véhicules sur leur cycle de vie, les bases de données ne sont pas toutes suffisamment transparentes et le panel d'indicateur retenu actuellement est perfectible. Les conséquences de cela sont l'impossibilité de connaître les incertitudes ou de modifier les données d'inventaire à des fins prospectives. Par ailleurs, la non-inclusion des impacts toxiques et écotoxiques limite l'utilisation comparative des ACV car l'entreprise a conscience du manque d'exhaustivité des indicateurs employés. L'objectif pour l'entreprise est donc de disposer de bases de données maîtrisées, de réaliser des ACV comparatives et de pouvoir prendre des décisions stratégiques à partir des résultats d'ACV. En outre, les résultats doivent respecter les contraintes suivantes : données vérifiables, besoin d'indicateurs fiables sur la durée et en nombre limité et nécessité d'intégrer les résultats et développements dans le logiciel GaBi pour permettre une diffusion dans l'entreprise.

4.2 Objectifs

Les travaux de thèse se décomposent en plusieurs axes dont la finalité est la même : améliorer la méthodologie de réalisation des ACV d'énergies pour l'automobile et ainsi obtenir des résultats fiables, pertinents et exploitables pour Renault. Quatre axes seront ainsi abordés dans la seconde partie :

1. Réaliser des bilans du puits au réservoir de différentes énergies afin d'obtenir des résultats utilisables et de mettre en avant les marges d'erreurs associées : en effet, pour le moment Renault utilise différentes bases de données en fonction des besoins de l'entreprise et cette utilisation se résume trop souvent à l'utilisation de « boîtes noires ». De fait, même si les résultats en absolu ne sont pas nécessairement retenus dans l'entreprise, la décomposition des filières du réservoir à la roue permettra de mieux cerner les limites des valeurs utilisées actuellement. Par ailleurs, ces bilans devront être effectués en utilisant les indicateurs tels que définis dans le §1.3 tout en s'assurant de la robustesse des choix effectués.
2. Mieux prendre en compte la phase usage des véhicules, en déterminant des véhicules de référence, en établissant les bases de comparaison à effectuer et en détaillant les variations de cette étape. Il s'agira ici de s'assurer de la pertinence de cette étape afin de ne pas tirer de conclusions erronées.
3. Intégrer les aspects toxicité et écotoxicité dans les ACV de carburants. Pour cela, il sera nécessaire d'implémenter USEtox dans les ACV réalisées. On s'attachera en particulier à réaliser l'ICV de manière à ce que le niveau de détail soit le même quelle que soit l'étape afin d'avoir un inventaire cohérent ne pénalisant aucune étape en particulier.
4. Faire des propositions méthodologiques concernant les impacts locaux, et particulièrement les aspects toxicologiques, écotoxicologiques et particuliers. L'objectif est de proposer des distinctions qui sont suffisamment simples et pertinentes pour être utilisées dans les ACV réalisées et prouver la faisabilité d'appliquer de telles distinction dans les systèmes que nous étudions.

Deuxième partie



Matériels et méthodes

CHAPITRE 5 Bilans du puits au réservoir	p. 121
CHAPITRE 6 Bilans du réservoir à la roue	p. 181
CHAPITRE 7 Caractérisation des impacts toxiques et écotoxiques : USEtox	p. 211
CHAPITRE 8 Caractérisation des impacts locaux	p. 241

Chapitre 5 Bilans du puits au réservoir

*C*OMME défini dans le chapitre 3 sur les ACV de carburants, un bilan du puits à la roue se déroule en deux étapes : du puits au réservoir et du réservoir à la roue. Dans ce chapitre, on s'intéresse uniquement au bilan du puits au réservoir, c'est-à-dire à la fabrication des différents carburants. Il s'agit donc ici de décrire les inventaires de cycle de vie utilisés pour chacun des carburants et d'en calculer les impacts environnementaux. On s'attache aussi à calculer la robustesse des résultats obtenus, en réalisant les études de sensibilités appropriées sur chacune des valeurs obtenues. Les résultats sont aussi comparés aux principales bases de données d'ACV de référence.

Conformément à la section du chapitre 3, l'unité fonctionnelle retenue ici est le MJ de carburant disponible pour le véhicule.

1 Méthodologie

1.1 Périmètre et objectifs

Dans le chapitre 3, la réalisation de l'ACV d'un carburant a été décrite selon l'équation suivante :

$$[(\text{émissions lors de la production de carburant (MJ}^{-1}) \times \text{consommation de carburant (MJ} \cdot \text{distance}^{-1})\text{)]}_{\text{WT}} + (\text{impacts de l'échappement (distance}^{-1}\text{)]}_{\text{WTW}}$$

Dans ce chapitre, on s'intéresse à la partie production du carburant (WtT, *well to tank*) et l'unité fonctionnelle (UF) retenue est donc le mégajoule. Les énergies étudiées sont : les carburants fossiles liquides (essence et gazole), le biodiesel (issu du colza, du tournesol et de la palme), l'éthanol (issu du blé, de la betterave et de la canne à sucre), l'électricité fossile (issue de la houille, du lignite et du gaz naturel) et l'électricité renouvelable (issue de l'énergie éolienne et du photovoltaïque mono-Si, multi-Si et CdTe). L'approche retenue est de type « attributionnelle » (*attributional*) et non « conséquentielle » (*consequential*) [200]. Cela signifie que l'on adopte une position descriptive vis-à-vis des systèmes étudiés et non les conséquences de l'introduction d'une nouvelle alternative dans le parc de véhicules actuel. L'approche consécutrice nécessite en effet de définir les scénarios d'introduction des différentes technologies étudiées, en particulier du nombre de véhicules remplacés par une alternative. Néanmoins, le travail effectué ici pourra *a posteriori* nourrir des réflexions adoptant une méthode conséquentielle. Concernant le périmètre concerné, on ne s'intéressera qu'à la partie production et utilisation d'énergie par le véhicule, les étapes de fabrication et de fin de vie ainsi que la maintenance du véhicule étant hors du périmètre d'étude. De même, les infrastructures de production et de distribution (hormis pour l'électricité éolienne et photovoltaïque) sont négligées. Dans ce périmètre, les règles de coupure des frontières (*cutoff*) adoptées correspondent à la règle habituelle en ACV et sont limitées à 5% des impacts. La figure 39 illustre les carburants et les périmètres retenus.

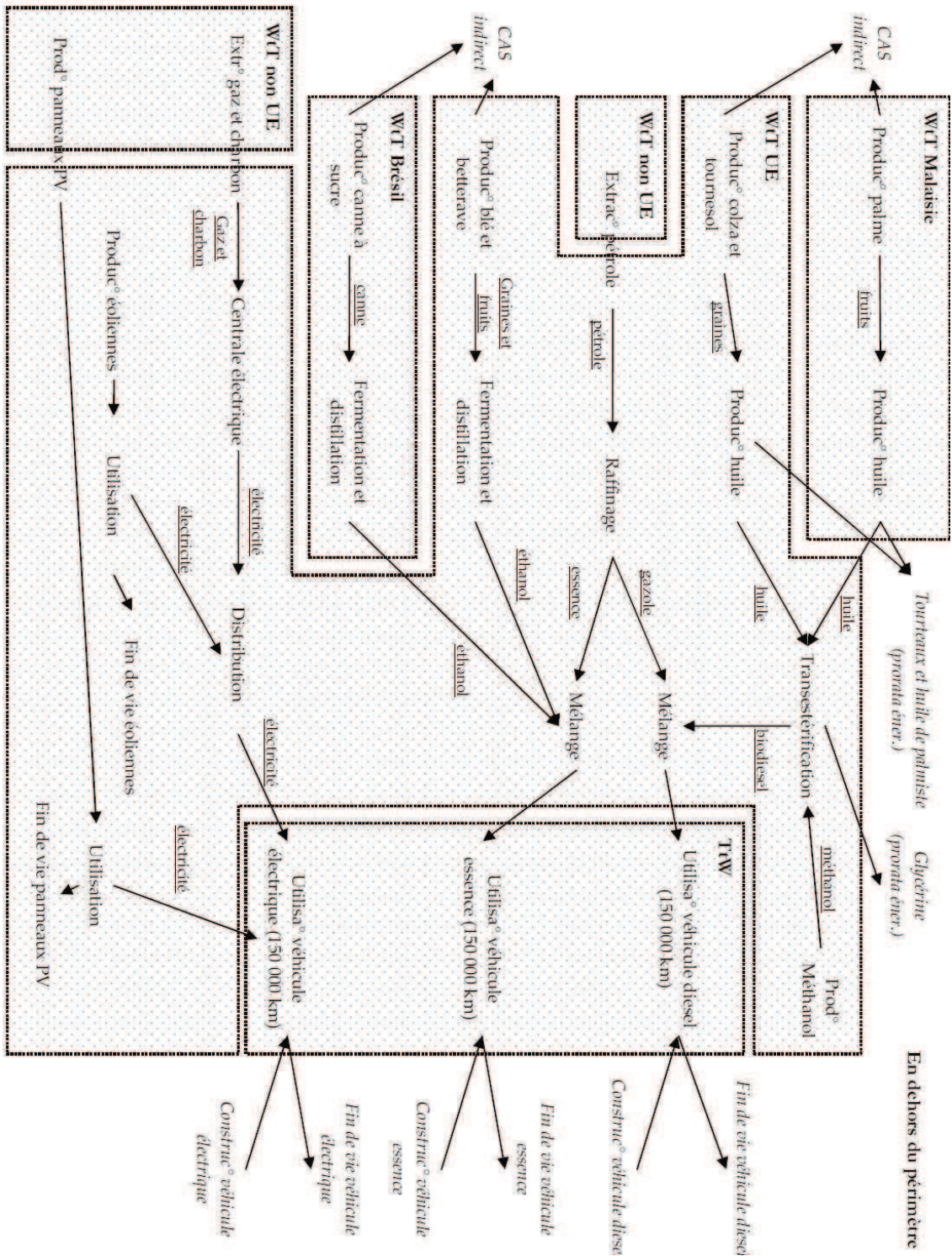


Figure 39 – carburants et périmètres étudiés

1.2 Bases de données

La qualité d'une ACV est proportionnelle à la qualité des données employées [201]. Il est donc crucial de connaître l'origine et le champ d'application de ces dernières. Au fur et à mesure que l'ACV s'est développée, la quantité de données disponibles a

augmenté. Ces dernières peuvent être issues de deux sources : la littérature scientifique et les bases de données généralistes. Renault ne développant ni carburants issus du pétrole, ni agrocarburants, il n'y aura pas de données issues de procédés industriels (sauf bien entendu celles contenues dans la littérature). L'approche retenue ici est d'utiliser différentes bases de données généralistes en suivant les recommandations préconisées dans la littérature (valeurs et recommandations méthodologiques, en particulier issues de l'étude conduite sur les agrocarburants conduite par l'Ademe en 2010 [60]). Plusieurs bases de données ont été utilisées pour calculer le bilan du puits au réservoir des carburants.

La base de données ecoinvent [202], [203] est une base développée par le *Swiss centre for life cycle inventories* (centre suisse pour les inventaires de cycle de vie). Elle est considérée comme une référence du fait de sa grande exhaustivité et de son nombre élevé d'utilisateurs (plus de 2 500 utilisateurs industriels et institutionnels dans 40 pays) [204]. L'objectif d'ecoinvent est de fournir, pour les périmètres suisses et européens, des bases de données génériques de grande qualité qui utilisent des méthodes consensuelles et transparentes. Ecoinvent est la plus exhaustive possible, en modélisant un grand nombre d'émissions (dans l'eau, l'air et le sol) et il revient à l'utilisateur de vérifier les périmètres considérés ainsi que les émissions polluantes à prendre en compte. Par ailleurs, ecoinvent fournit des valeurs d'incertitudes et de variabilité pour la majorité des émissions répertoriées, permettant des calculs d'erreurs sur les résultats. Ecoinvent est intégrée dans le logiciel GaBi 4 via une licence payante. L'intégralité de la documentation est en revanche accessible gratuitement au public [205].

La base de données GEMIS (*global emission model for integrated systems*, modèle global d'émissions pour les systèmes intégrés) est développée par LBST (*Ludwig Bölkow Systemtechnik*, consultant allemand en énergie et environnement allemand). Elle contient des données d'émissions de GES, de ressources fossiles consommées et d'émissions de polluants atmosphériques. La base est peu utilisée en France mais elle a, après adaptation, servi de référence à l'étude WtW JRC/EUCAR/CONCAWE (JEC) [174]. Elle contient de plus des données différenciées selon le lieu sur la planète.

La base de données ELCD (*European lifecycle database*, base de données de cycle de vie européenne) regroupe différentes données, en particulier pour les transports, l'énergie et les plastiques [206]. Elles sont principalement issues d'études réalisées par le consultant en environnement PE et par l'industrie du plastique. Ces données répondent toutes à un standard de qualité précis [148] et ont pour vocation de servir de référence pour la réalisation d'ACV en Europe. Leurs principaux avantages sont l'exhaustivité de leur documentation, la disponibilité de cette dernière et le fait qu'elles ont toutes fait l'objet d'une revue critique et sont préconisées officiellement par la Commission européenne. Toutefois, une partie de ces données commence à présenter un caractère obsolète.

Le registre des émissions EMEP/EEA [39] (*European monitoring and evaluation programme / European environment agency*, programme d'évaluation et de contrôle

européen / Agence européenne de l'environnement, anciennement EMEP/CORINAIR) constitue un guide technique afin de préparer les inventaires nationaux d'émissions, selon les recommandations techniques de la convention de l'UNECE (*United Nations economic commission for Europe*, Commission économique des Nations Unies pour l'Europe) sur la pollution atmosphérique à grande échelle et la directive 2001/81/CE sur le plafonnement des émissions. Plusieurs approches sont abordées selon le type de *reporting* voulu par l'utilisateur. L'approche *Tier 2* a été retenue ici. Elle permet de donner des facteurs d'émissions pour différents types d'activités : énergie (par type de technologie et de combustible), procédés industriels, utilisation de produits spécifiques (peintures, solvants, etc.), agriculture, déchets, sources naturelles, etc. Ces facteurs sont des valeurs considérées comme consensuelles, à la fois pour les différents secteurs industriels concernés mais aussi pour les autorités compétentes. Leur caractère public permet de plus de les utiliser librement et les incertitudes associées à chaque donnée permettent d'effectuer des calculs d'erreur sur les résultats.

Le modèle GREET (*greenhouse gas, regulated emissions, and energy use in transportation*, émissions de gaz à effet de serre, émissions régulées et utilisation d'énergie dans le transport) est un modèle développé par le NREL (*National renewable energy laboratory*, laboratoire national sur les énergies renouvelables), laboratoire californien spécialisé dans le domaine de l'énergie. Comme son nom l'indique, il s'agit d'un modèle visant à calculer les bilans WtW du plus grand nombre de carburants [207]. Il contient des émissions de GES, des principaux polluants atmosphériques et des consommations d'énergie. Il constitue un modèle de référence aux États-Unis mais les filières étudiées sont principalement applicables pour ce pays. Néanmoins, certaines données peuvent être utilisées, en particulier celles liées à des activités en dehors du sol américain (telles que l'extraction du pétrole par exemple).

Enfin, le logiciel GaBi 4 propose sa propre base de données, développée par le bureau d'études PE. Cette base contient de nombreuses données, en particulier concernant l'énergie (chaleur, électricité et carburants). Une partie de ces données a été intégrée à la base ELCD mais la majorité reste propriété de PE (créateur de GaBi). Les bases de données possèdent une documentation fournie et ont fait l'objet d'une revue critique. Il s'agit en outre des bases utilisées en priorité par Renault. Cependant, l'aspect agrégé de certaines données implique qu'il n'est pas possible de les décomposer en processus élémentaires, ce qui fait que certaines filières peuvent s'apparenter à des « boîtes noires ». Le tableau 36 récapitule les caractéristiques des principales bases de données.

Base	méthodo.	Périmètres			Transparence	Disponibilité public	
		secteur	géographique	temporel		GaBi	4
Ecoinvent	ACV	tous	Monde	> 2005	oui	oui	oui
ELCD	ACV	énergie, plastiques	Europe	> 2000	oui	oui	oui
EMEP/EEA	émissions	énergie, industrie	Europe	2009	oui	oui	non
GaBi 4	ACV	tous	Monde	> 2000	non	non	oui
GEMIS	ACV	énergie	Europe	> 2005	oui	oui	non
GREET	WtW	transport	USA	> 2005	oui	oui	non

TABLEAU 36 – récapitulatif des bases de données utilisées

1.3 Modélisation sous GaBi 4

Plusieurs logiciels de calculs d'ACV sont disponibles sur le marché. La collecte des données d'ACV et leur traduction en impacts environnementaux pouvant s'avérer fastidieuse, ces logiciels permettent d'exécuter de nombreuses tâches de manière automatisée. Le logiciel utilisé ici est GaBi 4, commun pour toutes les ACV réalisées au sein de Renault.

GaBi 4 fonctionne principalement à l'aide de deux types d'objets : les plans et les procédés. Ces derniers sont, comme leur nom l'indique, des procédés ou étapes du cycle de vie du produit considéré. Chaque procédé est composé de trois sections, comme illustré sur la figure 40 : une section « paramètres », une section « entrées » et une section « sorties ». Pour un procédé donné, il faut de fait renseigner dans la section « entrées » les produits entrant et dans la section « sorties » le produit sortant (qui correspond à l'UF du procédé) ainsi que les émissions dans les différents compartiments de l'écosphère. Par ailleurs, les procédés peuvent utiliser des paramètres, qui permettent de définir des formules de calcul déterminant les produits et substances entrant ou sortant.

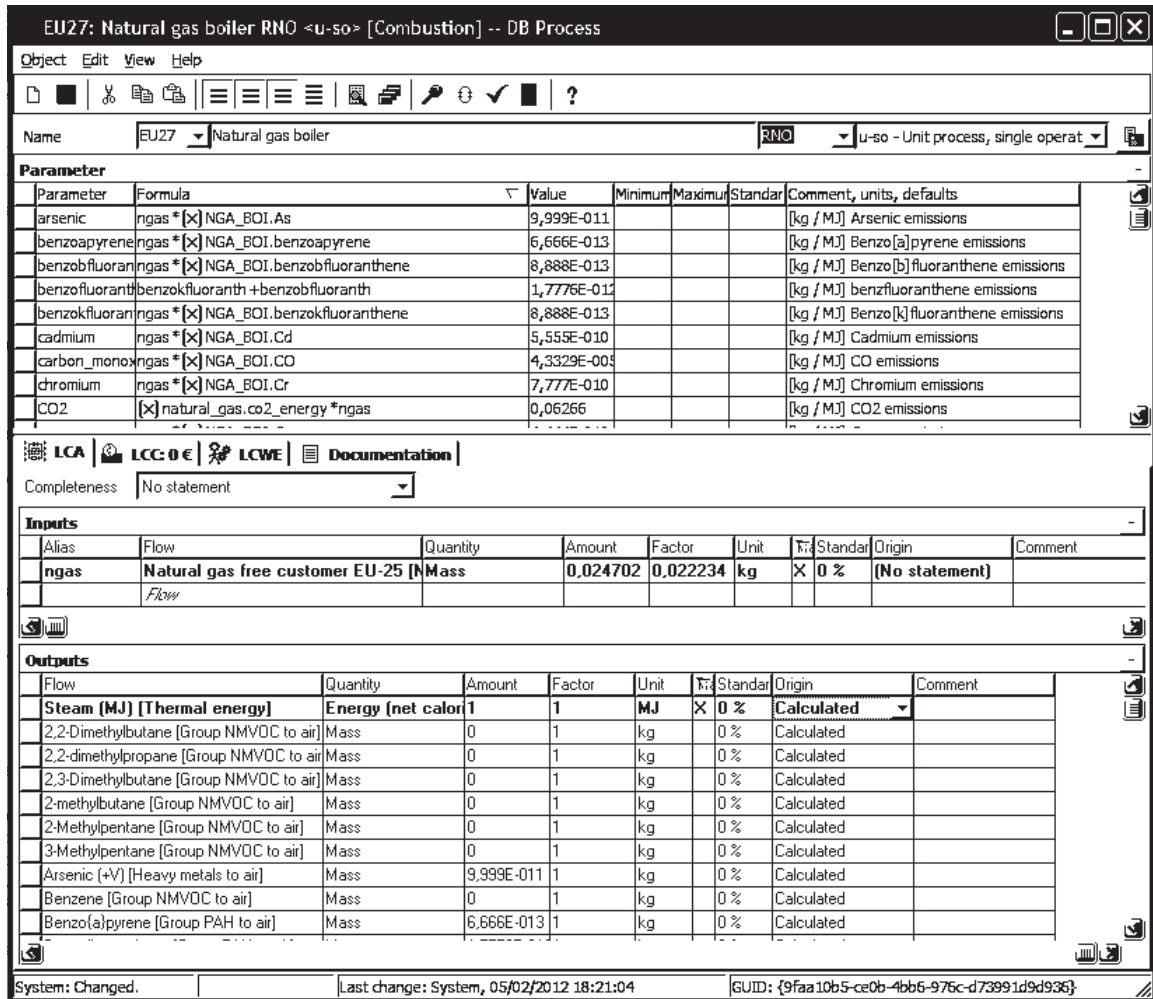


FIGURE 40 – modélisation d’un procédé sous GaBi 4

La présentation brute des fenêtres GaBi est peu lisible. Par conséquent, on adopte un schéma unique pour la présentation de tous les procédés décrits dans ce chapitre qui détaille les émissions pertinentes pour les impacts retenus avec les sources de données utilisées, comme illustré sur la figure 41. Dans ce procédé faisant appel entre autres à une activité de combustion, z kg de substances entrantes et x kg d’un produit principal entrant permettent de produire y kg de produit sortant via une activité A. Cette production s’accompagne d’émissions de gaz à effet de serre (GES) (a kg de CO₂), calculées à partir du contenu en carbone des combustibles employés, de n kg de substance A et r kg de substance B dans l’air et de p kg de substance C et q kg de substance D dans l’eau. Dans les paragraphes suivants, seules les émissions ayant une influence sur les impacts retenus sont présentées. Les émissions ayant un impact sur la toxicité et l’écotoxicité font l’objet d’un inventaire plus détaillé qui est abordé dans le chapitre 7 dédié à l’implantation de USEtox. Pour les particules, lorsque la composition n’est pas spécifiée, les PM_{2,5} sont considérées comme représentant l’intégralité des particules émises (et sont donc égales aux PM₁₀), selon la même méthodologie que le registre EMEP/EEA (hypothèse la plus défavorable).

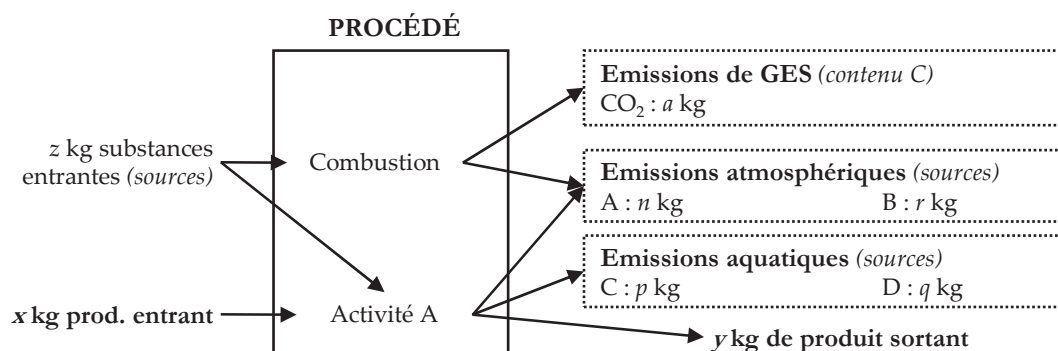


FIGURE 41 – représentation schématique d'un procédé sous GaBi

L'interface de GaBi permet de relier les différents procédés sous forme de « plans ». Les plans représentent les systèmes étudiés et peuvent s'imbriquer dans d'autres plans, agissant alors comme des procédés. Chacune des filières énergétiques étudiées est donc modélisée sous forme d'un plan. Ces derniers sont présentés dans les paragraphes suivants (les plans, tels que modélisés sous GaBi, sont disponibles sous forme brute en annexe).

2 Inventaires des transports

De nombreux procédés de transport sont communs aux différents inventaires de cycle de vie (ICV) et seuls le tonnage et la distance changent. Afin de ne pas alourdir le texte en décrivant des procédés se répétant, cette section décrit les différents types de transports utilisés : pipelines, navires transocéaniques, péniches, trains et camion. Seules les distances et les masses transportées retenues sont mentionnées dans les ICV des carburants.

2.1 Pipelines

Les pipelines sont principalement utilisés pour transporter les hydrocarbures, sous forme liquide comme le pétrole (on parle alors d'oléoducs) ou gazeuse comme le gaz naturel (gazoducs). Ce type de transport est peu onéreux et est utilisé systématiquement pour les longues distances lorsque la géographie des zones traversées le permet. En fonctionnement normal, il n'a pas d'émission directe dans l'environnement. Compte-tenu de la quantité d'énergie transportée, la construction du pipeline et son démantèlement ne sont pas significatifs. Des pompes sont nécessaires pour maintenir la pression le long du pipeline afin d'assurer le transport du produit et un moteur électrique est généralement utilisé pour les faire fonctionner [107]. Par conséquent, les impacts du transport par pipeline sont liés à la source d'électricité employée. La figure 42 illustre le transport par pipeline, avec la consommation électrique associée.

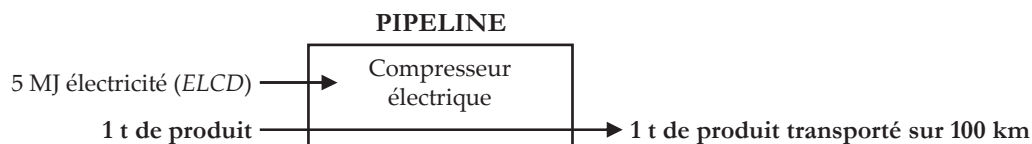


FIGURE 42 – modélisation du transport par pipeline

2.2 Navires transocéaniques (tankers)

Les navires sont principalement utilisés pour transporter des marchandises entre les continents pour lesquels le transport par voie terrestre ne peut pas s'effectuer (conditions géographiques pour le pipeline ou coût des autres transports terrestres). Les navires sont mus par des moteurs Diesel de grandes dimensions utilisant du fioul lourd (appelé aussi *bunker fuel*) comme carburant. Compte-tenu de la quantité d'énergie transportée (le navire-type retenu a une contenance moyenne de 155 000 t), la construction et le démantèlement du navire sont négligeables et les émissions polluantes sont principalement liées à la combustion du fioul dans le moteur. L'absence de dépollution et le contenu élevé en soufre en font un transport relativement polluant, comme le montre la figure 43, mais elles restent limitées par quantité de produit transporté, le transport étant malgré tout très efficace. De plus, à ces impacts s'ajoutent les impacts de la production du fioul lourd.

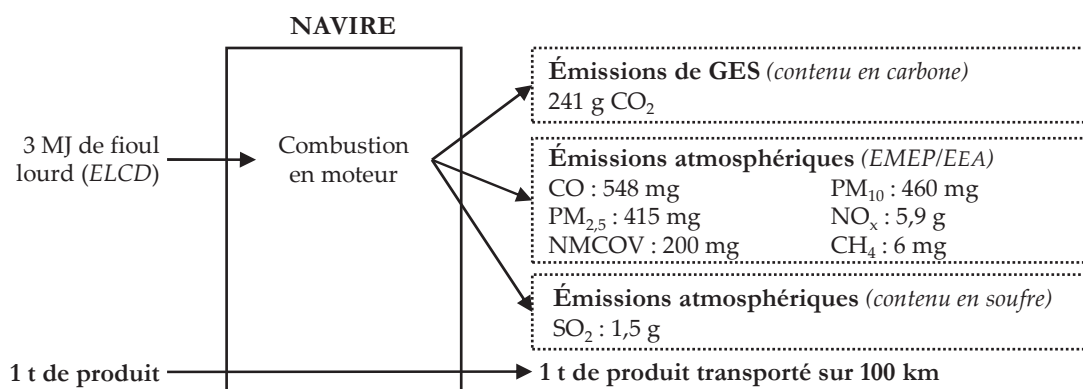


FIGURE 43 – modélisation du transport par navire transocéanique

2.3 Navires intracontinentaux (péniches)

Les péniches assurent le transport fluvial des marchandises et sont donc limitées à l'échelle du continent. Ce type de transport, lent, est utilisé lorsque les quantités sont importantes mais ne nécessitent pas de flux tendu. Les péniches sont mues par un moteur Diesel, qui peut fonctionner avec du fioul lourd ou du gazole. L'emploi du fioul lourd diminue de plus en plus au profit du gazole car il contient de plus grandes quantités de soufre et sa combustion est donc plus génératrice de SO₂. Néanmoins, la part des péniches utilisant le gazole est de 18% [5] et reste donc faible. La figure 44 présente les émissions associées à une péniche de 9 000 tonnes (tonnage moyen retenu).

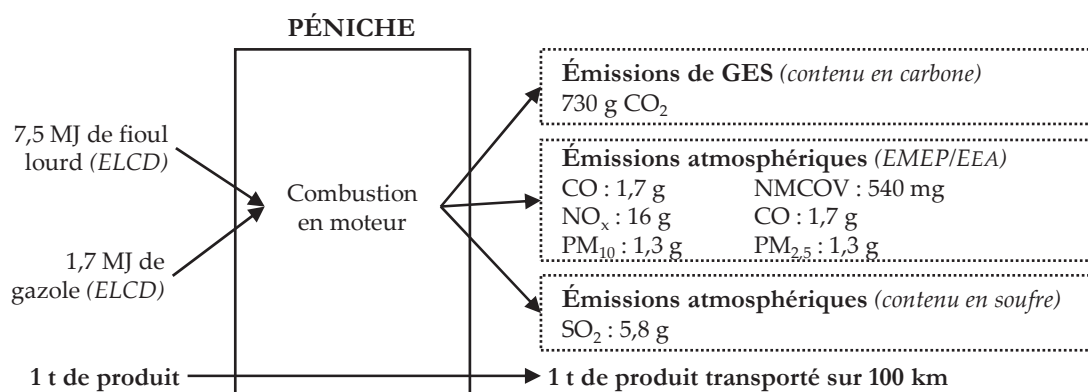


FIGURE 44 – modélisation du transport par péniche

Deux types de combustion sont utilisés : le fioul lourd et le gazole en moteur diesel de bateau. Les émissions polluantes, rapportées à la tonne de produit transportée, sont supérieure au navire transocéanique, malgré le fait que 18% des péniches fonctionnent au gazole. Cela s'explique par la moindre efficacité énergétique des péniches vis-à-vis des navires transocéaniques.

2.4 Trains

Le transport par rail peut être effectué par deux types de locomotives : électriques ou Diesel. Les trains électriques tendent à remplacer les trains Diesel grâce à leur plus grande efficacité. Cependant, l'électrification nécessite la présence de caténaires au dessus de la voie et l'on considère que 14% [98] des trains utilisent encore la traction Diesel. Comme dans le cas du pipeline, l'impact du transport par train électrique est uniquement dépendant de la source d'électricité employée. Dans le cas du train diesel, les émissions sont liées à la fabrication du carburant diesel utilisé et aux émissions du moteur de la locomotive. La construction des trains et de l'infrastructure ferroviaire ainsi que leur maintenance sont considérées comme négligeables, vis-à-vis des quantités transportées et des durées d'utilisation des infrastructures. La figure 45 illustre les émissions du transport par rail (14% diesel, 86% électrique).

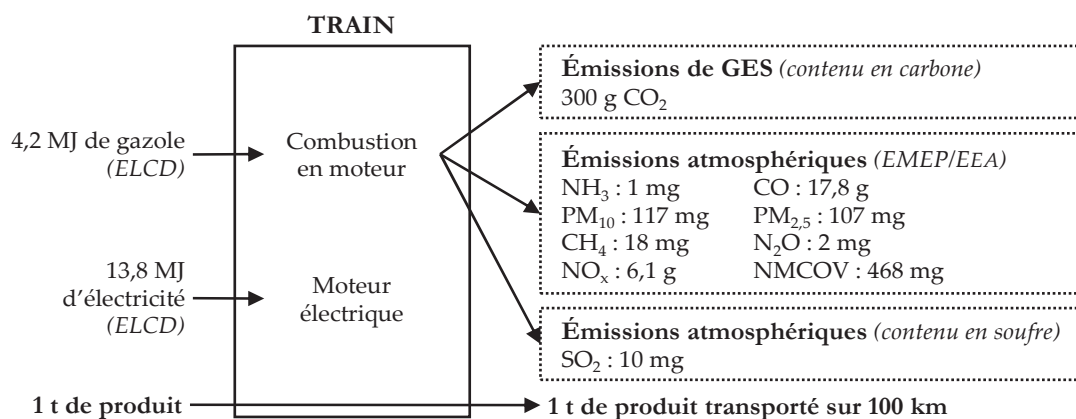


FIGURE 45 – modélisation du transport par train

En comparaison des transports fluviaux et maritimes, le transport par le rail est moins efficace énergétiquement. Il faut en effet 18 MJ pour transporter une tonne sur 100 km alors que le bateau ne requiert que 9 MJ. À noter cependant que la traction électrique est nettement plus efficace que la traction Diesel. Il n'est pas possible de comparer les émissions polluantes et de CO₂ du train aux autres types de transport car une grande part est liée à la production de l'électricité et est donc dépendante du lieu où le train est utilisé.

2.5 Camions

Le transport par camion correspond généralement à la distribution finale d'un produit, du fait de son coût élevé, de la forte pollution générée et de son faible rendement énergétique. De par l'application progressive de normes de dépollution de plus en plus strictes, les émissions du transport par camion sont directement liées à l'âge des camions utilisés et décroissent d'années en années. En 2009, la flotte de camion en circulation en UE-27 est la suivante (calculs effectués à partir d'Eurostat) : sans dépollution (1%), Euro 1 (2%), Euro 2 (6%), Euro 3 (23%), Euro 4 (49%), Euro 5 (18%). Considérant ce mix, les émissions des camions (tonnage retenu : 20 – 26 t) sont les suivantes :

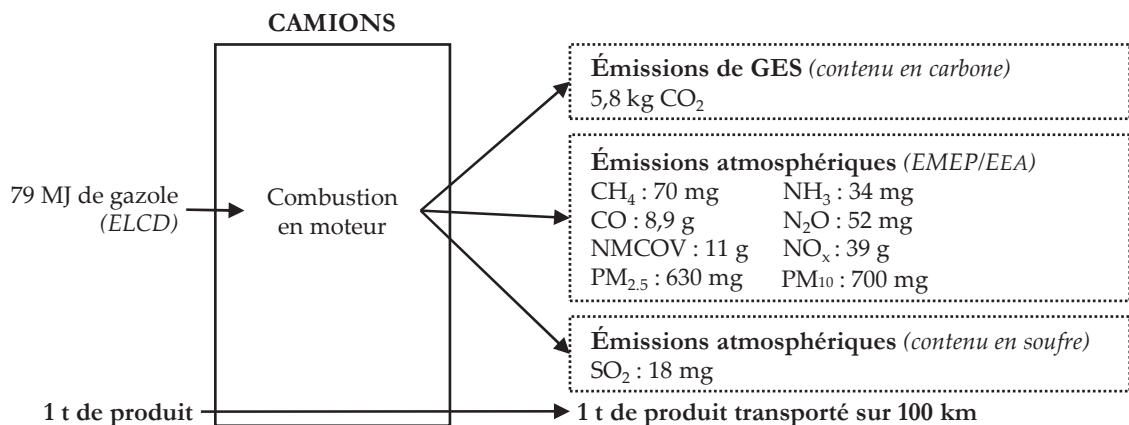


FIGURE 46 – modélisation du transport par camion

En dehors des faibles émissions de SO₂, grâce au contenu limité en soufre du gazole utilisé, les émissions polluantes liées au camion sont beaucoup plus importantes que celles des autres moyens de transport. Par ailleurs, la consommation d'énergie associée au transport d'une tonne de produit est aussi beaucoup plus élevée. Les émissions polluantes sont calculées à l'aide des modules de camions définis dans GaBi qui intègrent déjà les émissions polluantes définies par le registre EMEP/EEA. Un module unique regroupe tout ces camions, en calculant les émissions de CO₂ et de SO₂ selon les caractéristiques du carburant employé et en tenant compte de la répartition des camions en fonction de leur dépollution en UE-27.

3 Les carburants fossiles liquides

3.1 Description et frontières du système

Les carburants fossiles liquides sont principalement l'essence et le gazole (Cf. chapitre 2). Ces carburants, tous les deux issus du pétrole, possèdent toutes leurs étapes en commun, à l'exception du raffinage (plus énergivore pour le gazole que l'essence). Le périmètre retenu couvre de l'extraction du pétrole brut à la distribution en station-service. La fabrication du carburant suit les grandes étapes suivantes :



FIGURE 47 – schéma synoptique de fabrication des carburants conventionnels

Carburant	UF	Infrastructures	Utilisable par
Essence	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule à allumage commandé
Gazole	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule à allumage par compression

TABLEAU 37 – unité fonctionnelle et périmètre des carburants fossiles liquides

3.2 Inventaire de cycle de vie

3.2.1 Extraction du pétrole et transport

Comme décrit dans le chapitre 2, l'extraction se fait à l'aide d'un puits duquel sort le pétrole, généralement assisté par une pompe elle-même mue par un moteur Diesel stationnaire. Le pétrole est ensuite envoyé dans un oléoduc ou chargé à bord d'un pétrolier pour être acheminé vers la zone de raffinage. Le gaz qui accompagne le pétrole lors de l'extraction est plus ou moins envoyé en torchère, selon les pratiques du pays (Cf. tableau 38). Sur le site d'extraction, les principales pollutions sont liées aux émissions du moteur stationnaire, à la torchère et aux fuites de pétrole (Cf. figure 48).

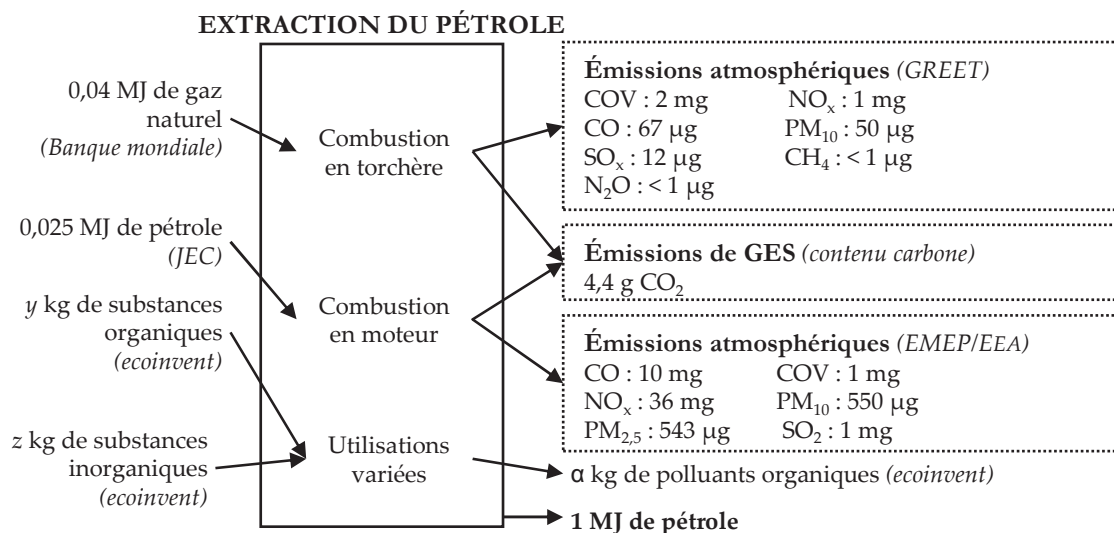


FIGURE 48 – Modélisation de l'extraction du pétrole

La quantité de gaz envoyé en torchère est déterminée à partir des estimations de la banque mondiale dont deux rapports [46], [47] présentent les quantités en volume par an et par pays de gaz torché. Ces quantités peuvent être mise au regard des quantités de pétrole produites annuellement par chaque pays, ce qui permet d'obtenir une quantité de gaz envoyé en torchère par MJ de pétrole produit. Les volumes peuvent ensuite être convertis en énergie (à l'aide du PCI volumique du gaz naturel) et en CO₂ émis via le contenu en carbone du gaz torché. On obtient ainsi le tableau 38, qui présente les émissions de CO₂ et les quantités de gaz torché pour l'extraction d'1 MJ de pétrole en fonction du lieu. Les lieux correspondent aux sept régions d'importations définies dans le chapitre 2.

Région	CO ₂ émis pour 1 MJ	Énergie perdue pour 1 MJ
Royaume-Uni (6%)	1,5 g	0,03 MJ
Norvège (16%)	0,2 g	< 0,01 MJ
Ex-URSS (38%)	3,8 g	0,07 MJ
Moyen-Orient (18%)	1,5 g	0,03 MJ
Afrique Centrale (5%)	4,7 g	0,08 MJ
Afrique du Nord (13%)	2,2 g	0,04 MJ
Amérique Centrale (4%)	0,9 g	0,02 MJ
Total (100%)	2,4 g	0,04 MJ

TABLEAU 38 – quantités de gaz envoyées en torchère par l'extraction du pétrole

Le pétrole est ensuite transporté jusqu'en UE selon les distances et les modes de transports définis dans le chapitre 2.

3.2.2 Raffinage du pétrole

Le raffinage est une activité complexe dont les émissions polluantes sont nombreuses et de natures variées. Il est toutefois possible de les classer en deux catégories. La première regroupe des émissions très diverses liés à la fabrication des produits

pétroliers : émissions de solvants, eaux industrielles, déchets de catalyseurs, etc. Le second groupe rassemble toutes les émissions liées à la production de l'énergie nécessaire au fonctionnement de la raffinerie. Sous GaBi, le raffinage est donc modélisé de la manière suivante : un premier module calcule les émissions polluantes et l'énergie consommée par le raffinage du pétrole brut (en essence ou en gazole, Cf. figure 49). Deux modules de conception similaire décrivent le raffinage du pétrole brut en gaz de raffinerie ou en fioul lourd, combustibles principaux utilisés dans la raffinerie (Cf. figure 50 et figure 51). Les quantités de produits et les émissions polluantes de ce module sont issues d'ecoinvent. La production d'énergie, qui représente la majeure partie des émissions de la raffinerie, est prise en compte à l'aide de deux modules modélisant les combustions respectives du gaz de raffinerie et du fioul lourd en chaudière et un module, identique à celui développé pour l'extraction du pétrole brut, décrivant la combustion du gaz de raffinerie en torchère. Les quantités de pétrole brut consommées pour la production d'énergie sont issues de l'étude JEC [5] qui utilise la programmation linéaire pour déterminer les consommations, selon que la raffinerie produit de l'essence ($0,10 \text{ MJ.MJ}^{-1}$) ou du gazole ($0,12 \text{ MJ.MJ}^{-1}$). Par ailleurs, ces quantités se répartissent entre gaz de raffinerie (62%) et fioul lourd (38%), selon la répartition moyenne des combustibles définie dans le chapitre 2 (le coke, qui représente 10% du combustible et dont l'usage diminue, est négligé). La figure 49 récapitule la modélisation sous GaBi qui, compte-tenu de sa complexité, prend la forme d'un plan. Les détails de ce plan sont disponibles en annexes.

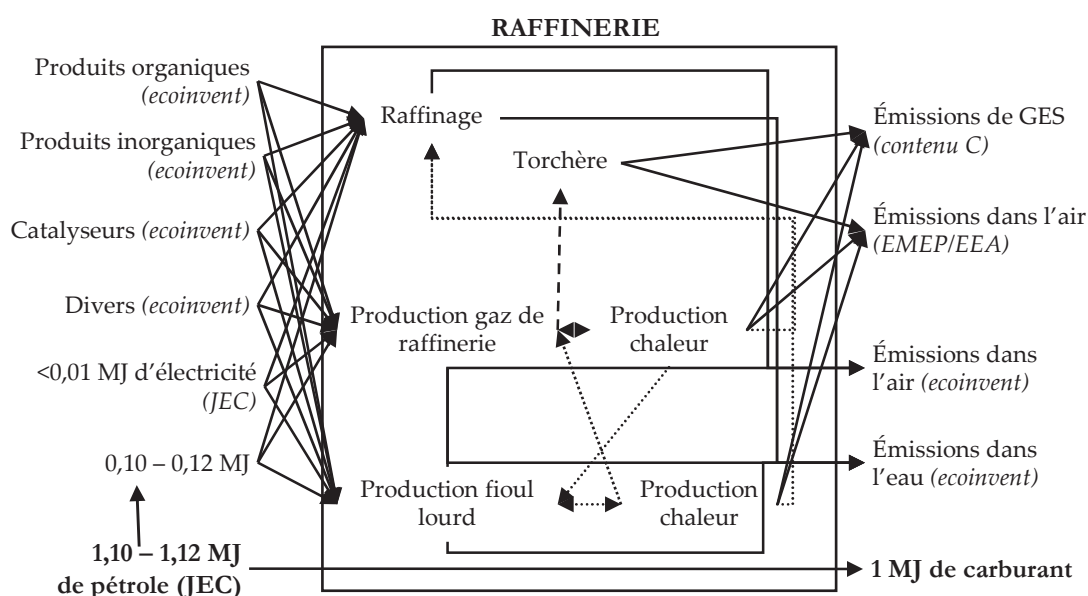


FIGURE 49 – modélisation du raffinage du pétrole

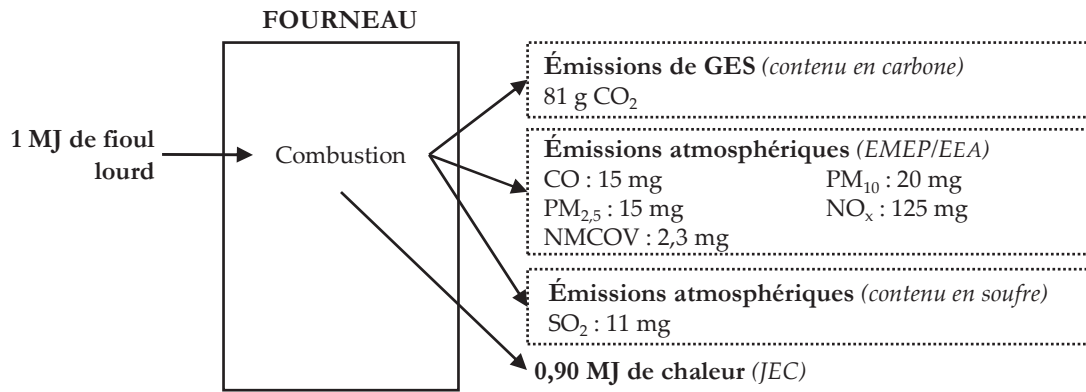


FIGURE 50 – modélisation du fourneau au fioul lourd

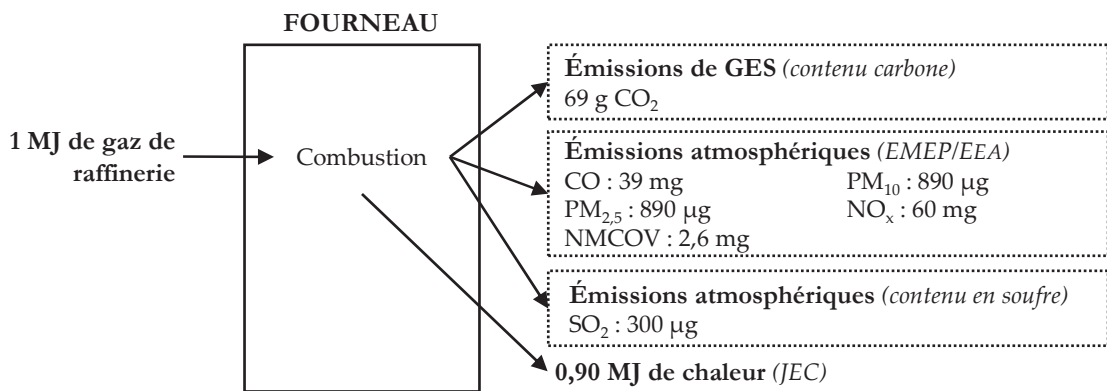


FIGURE 51 – modélisation du fourneau au gaz de raffinerie

Les importations de gazole depuis la Russie (17%) sont prises en compte via deux paramètres : l'électricité utilisée par la raffinerie est d'origine russe (cela a un faible impact compte-tenu de la faible quantité d'électricité utilisée au regard du pétrole) et les distances d'acheminement du pétrole à la raffinerie puis du carburant aux frontières de l'UE sont différentes. L'allocation des impacts entre essence et gazole est identique à celle des raffineries européennes, du fait de l'absence de données pour les installations russes. De même, les émissions polluantes sont calculées de manière identique. Il est pourtant évident que les normes diffèrent en Russie et que la production de gazole et d'essence ne requiert pas la même énergie, à cause de la différence entre les raffineries et de l'absence de déséquilibre dans la demande essence / gazole. Néanmoins, le manque de données russes ne permet pas de modéliser plus finement ces raffineries.

3.2.3 Dépôt et distribution du carburant

Le carburant est dans un premier temps transporté de la raffinerie à différents dépôts, situés à 250 km, par voie fluviale, par rail et par oléoduc (ces trois transports étant utilisés dans des proportions identiques). Le stockage au dépôt ne requiert pratiquement ni énergie ni maintenance. En revanche, le stockage de l'essence émet des COV (Cf. figure 52). En effet, une partie de l'essence se volatilise et l'on estime à 1,4 mg les COV émis par 1 MJ d'essence durant sa durée de stockage. Le carburant est

ensuite transporté par camion-citerne sur 250 km dans les différentes stations-services où les particuliers peuvent s’approvisionner. La station-service possède un impact faible, puisqu’elle ne consomme que 79 J par MJ de carburant distribué et l’essence évaporée (liée principalement à la distribution du carburant vers le véhicule) est égale à 93 µg par MJ distribué.

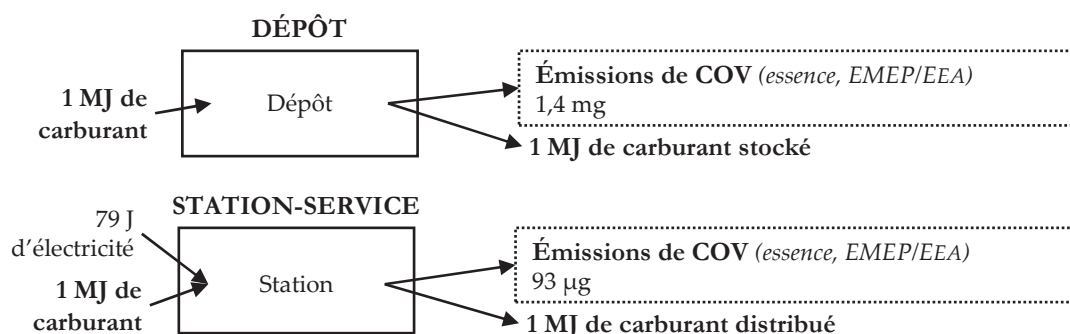


FIGURE 52 – modélisation du dépôt et de la station-service

3.3 Impacts environnementaux

3.3.1 Résultats

Le tableau 39 présente les impacts environnementaux retenus dans le chapitre 3 pour 1 MJ d’essence et 1 MJ de gazole distribués en UE-27. Les impacts CML 2001 ADP ressources et ReCiPe 2008 FWEP sont négligeables (de l’ordre du µg équivalent) et ne sont donc pas présentés ici.

Impact pour 1 MJ de carburant distribué	Essence	Gazole
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	1,16	1,19
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	15	20
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	45	48
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	22	23
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	63	66
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	5	6
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	16	17

TABLEAU 39 – impacts environnementaux WtT des carburants fossiles

A priori, les impacts de l’essence et du gazole sont sensiblement proches, même si ceux de la production du gazole sont légèrement supérieurs. Cela peut s’expliquer par la moindre efficacité énergétique du raffinage de ce dernier. Pour comprendre ces points communs et ces différences, il est nécessaire de comprendre quelles sont les étapes importantes. Les figures 53 et 54 illustrent, pour chacun des impacts environnementaux retenus, la contribution des principales étapes, respectivement de la production de l’essence et du gazole. Ainsi, pour le GWP, la phase de raffinage est la plus impactante car c’est l’étape la plus consommatrice d’énergie. Or, l’essence requérant moins d’énergie que le gazole pour son raffinage (lorsque l’on utilise la programmation linéaire pour allouer les impacts de la raffinerie aux différents produits), ses émissions de GES sont plus faibles. Pour l’essence comme pour le

gazole, l'extraction du pétrole brut présente un fort impact sur les autres indicateurs. Cet impact est principalement causé par les émissions des machines lors de l'extraction. Ces dernières utilisent en effet des moteurs Diesel, non dépollués, qui ont des émissions importantes vis-à-vis de l'énergie produite. Ces moteurs émettent en particulier des NO_x, ce qui explique la part de l'extraction sur l'eutrophisation (MWEP), la formation d'ozone photochimique (POFP) et la formation de particules (PMFP). En dépit de leurs fortes émissions polluantes et des grandes distances parcourues, le transport du pétrole des zones d'extraction vers l'UE possède un impact faible, rapporté à la quantité de pétrole transportée. Son impact est d'environ 10% pour l'acidification (AP) et la formation de particules (PMFP), du fait des émissions de SO₂. Le reste des transports (transport par oléoduc en UE, transport au dépôt et distribution par camion) possède un impact faible, lié aux petites distances parcourues. Les émissions de COV liées à l'évaporation de l'essence jouent un rôle minoritaire dans les impacts, du fait des faibles quantités émises.

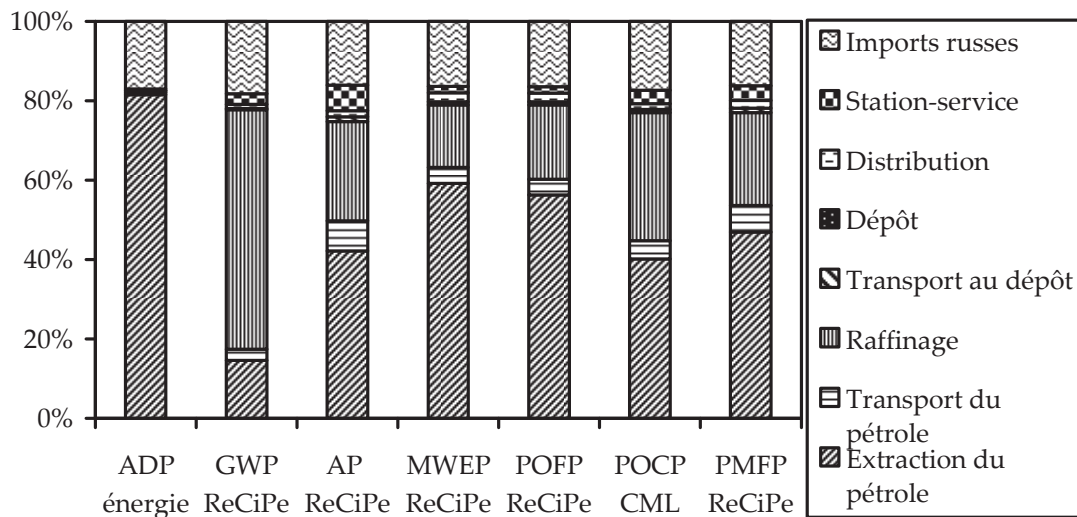


FIGURE 53 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'essence

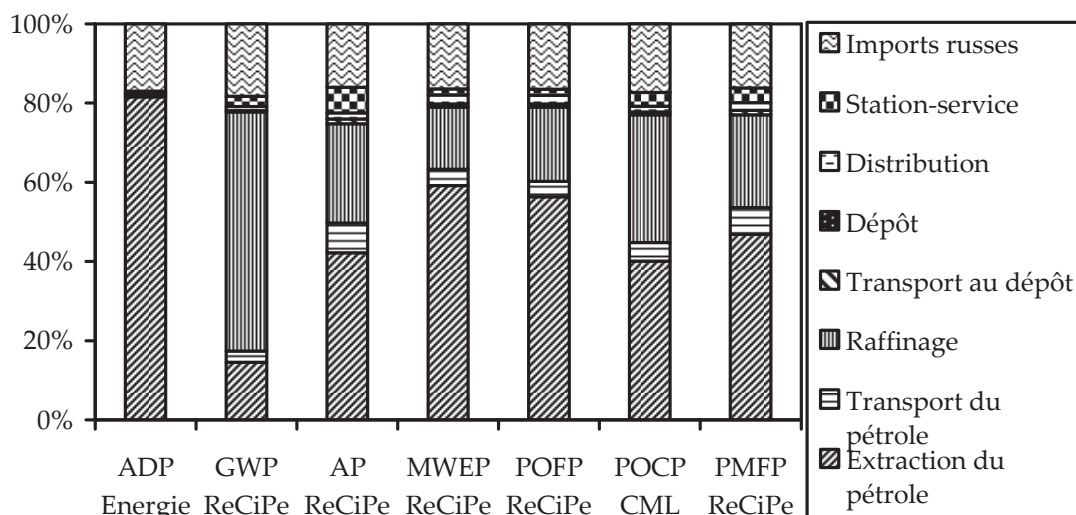


FIGURE 54 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de gazole

3.3.2 Analyse de sensibilité

Les figures 53 et 54 permettent de connaître les deux étapes les plus significatives des deux systèmes étudiés : l'extraction du pétrole brut et son raffinage. L'analyse de sensibilité porte donc sur ces deux étapes. Les écarts-types étant connus pour un grand nombre de paramètres, il est possible de réaliser une analyse de Monte-Carlo pour déterminer la dispersion des résultats (Cf. annexes pour des détails sur les analyses effectuées). Les figures 55 et 56 présentent les résultats de l'analyse pour chacun des impacts, respectivement pour l'essence et le gazole. Chaque impact étant exprimé dans une unité différente, les résultats sont ramenés en base 100. Autour de chacun de ces résultats, les valeurs du premier et du neuvième décile sont dessinées (barres en hachuré). Le choix du premier et du neuvième décile, au lieu d'une présentation classique du minimum et du maximum ainsi que de l'intervalle de confiance à 95% résulte de limitations dans le module d'analyse de Monte-Carlo dans la version de GaBi 4 utilisée. Bien qu'il n'y ait pas de signification scientifique à relier les différents impacts par un trait, cette option a été retenue ici pour plus de lisibilité. Les données issues de l'ELCD sont représentées en trait continu (—) tandis que la base de données ecoinvent est présentée en traits discontinus (- -). Ecoinvent ne couvrant pas le même périmètre (acheminement du carburant jusqu'au dépôt uniquement), l'étape nécessaire de distribution a été rajoutée afin de faire une comparaison valide. Les données issues de l'étude JEC [5], référence pour Renault, sont représentées sous forme d'un rond (•) mais ne couvrent que les impacts ADP énergie et GWP. Les résultats de l'analyse de Monte-Carlo montrent que la dispersion des données est plus importante pour les impacts régionaux et locaux que pour les impacts globaux. Cette différence est liée au fait que les impacts globaux dépendent de paramètres généraux (efficacités de raffinage, origine du pétrole, etc.) tandis que les autres impacts dépendent à la fois de ces paramètres et de la variabilité associée aux émissions polluantes (principalement déterminées à l'aide du registre EMEP/EEA). Dans le cas de l'essence, les résultats obtenus à l'aide de la base ELCD se situent dans l'intervalle 90% des valeurs obtenues, à l'exception de l'acidification et l'ozone photochimique (POCP).

Par ailleurs, il en va de même avec les données ecoinvent, si ce n'est que l'AP, le POCP et le PMFP sont largement supérieurs. Ces différences s'expliquent par le fait que les données d'émissions d'oxydes de soufre sont supérieures à celles retenues dans la base de données EMEP/EEA actuelle. D'autre part, dans le cas de l'essence, une analyse de sensibilité permet de mettre en avant l'effet des mesures pour lutter contre l'évaporation de l'essence. Si ces mesures ne sont pas considérées, les impacts POFP et POCP augmentent respectivement de 131% et 600%. Ces effets sont représentés sur la figure 55 sous la forme d'un triangle (\blacktriangle , en dehors du graphe pour le POCP).

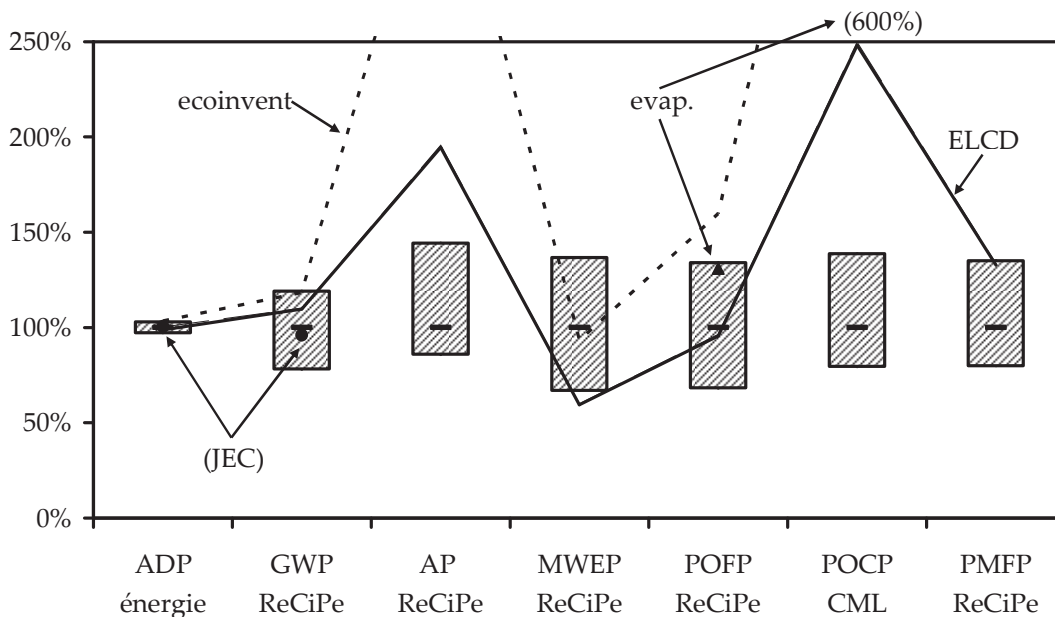


FIGURE 55 – variabilité des impacts WtT de l'essence

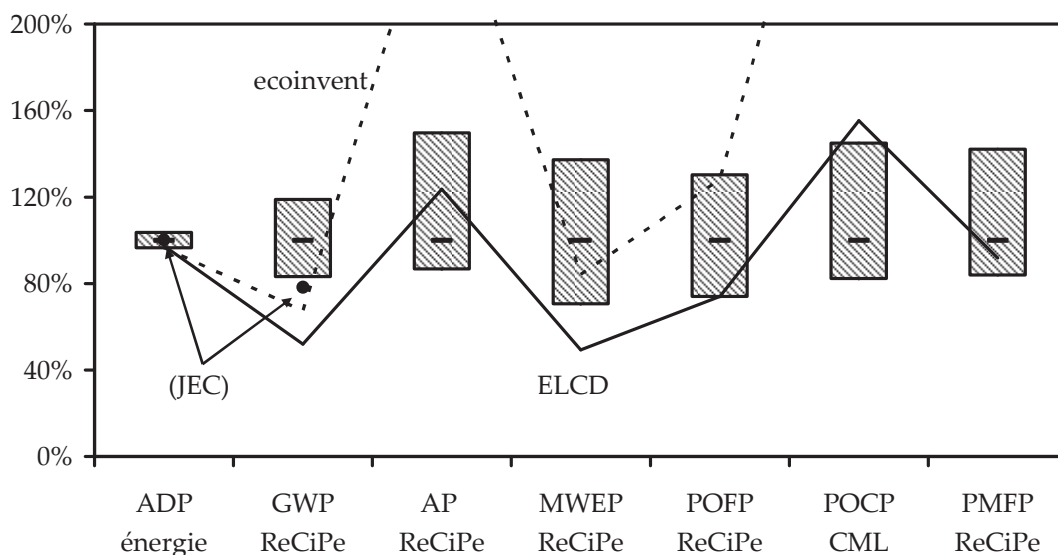


FIGURE 56 – variabilité des impacts WtT du gazole

Dans le cas du gazole (figure 56), les émissions de la base de données ELCD sont globalement inférieures aux résultats (à l'exception de l'acidification AP et de l'ozone

photochimique POFP et POCP). Ces différences s'expliquent par l'allocation énergétique des produits issus du raffinage, qui minorent le gazole vis-à-vis de l'essence par rapport à l'allocation par programmation linéaire. Pour ecoinvent, les conclusions sont proches de celles pour l'essence, certains impacts (AP, POCP, PMFP) étant néanmoins très largement supérieurs aux résultats, du fait des émissions de soufre retenues par ecoinvent. Il convient de plus de souligner que la prise en compte des importations russes a peu d'effet ici, les efficacités de raffinage étant considérées identiques, de même que les efficacités d'extraction. Il s'agit d'une simplification et, en réalité, le fonctionnement des raffineries russes est probablement différent des raffineries européennes (pas de déséquilibre de la demande essence / gazole). Les données de la base JEC sont inférieures car les données concernant le torchage du gaz naturel sont minorées par rapport aux données retenues.

4 L'électricité issue de la houille et du lignite

4.1 Définition et frontières du système

En comparaison des carburants liquides, le système étudié est relativement simple. Le charbon (houille et lignite) est extrait dans des mines et est acheminé dans des centrales thermiques produisant de l'électricité. Cette dernière est ensuite distribuée aux particuliers jusqu'aux prises à partir desquelles il est possible de recharger un véhicule électrique. La figure 57 récapitule les étapes de la production d'électricité à partir du charbon, telles que définies dans le chapitre 2.



FIGURE 57 – schéma synoptique de la production de l'électricité issue du charbon

Énergie	UF	Infrastructures	Utilisable par
Électricité, houille	1 MJ, à la prise	nég.	Véhicule électrique
Électricité, lignite	1 MJ, à la prise	nég.	Véhicule électrique

TABLEAU 40 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité issue du charbon

4.2 Inventaire de cycle de vie

4.2.1 Extraction du charbon

Quelle que soit sa forme (houille ou lignite), le charbon est extrait dans une mine qui appartient à l'une des deux catégories suivantes : à ciel ouvert ou enterrée. Quatre produits sont majoritairement employés : de l'électricité pour le fonctionnement, du gazole pour les nombreuses machines-outils employées, des explosifs pour creuser et de l'eau. Les quantités varient en fonction des gisements et donc des régions du monde. Ainsi, pour la houille, ecoinvent liste les valeurs suivantes (pour une tonne de houille extraite) : gazole : 5,8 – 120 MJ ; électricité : 16 – 330 MJ ; explosifs : 0,035 – 2 kg ; eau : 370 – 1 700 kg. Les émissions atmosphériques sont principalement liées à l'emploi

des explosifs et aux machines utilisées pour le fonctionnement et l'excavation de la mine. Ces machines fonctionnent avec des moteurs Diesel tandis que les fonctions principales de la mine sont alimentées directement grâce au charbon extrait. Par ailleurs, les mines laissent s'échapper des quantités significatives de méthane (grisou), emprisonné dans le sous-sol et libéré lors de l'exploitation du gisement de charbon. La figure 58 et la figure 59 présentent respectivement la modélisation sous GaBi de l'extraction de la houille et du lignite.

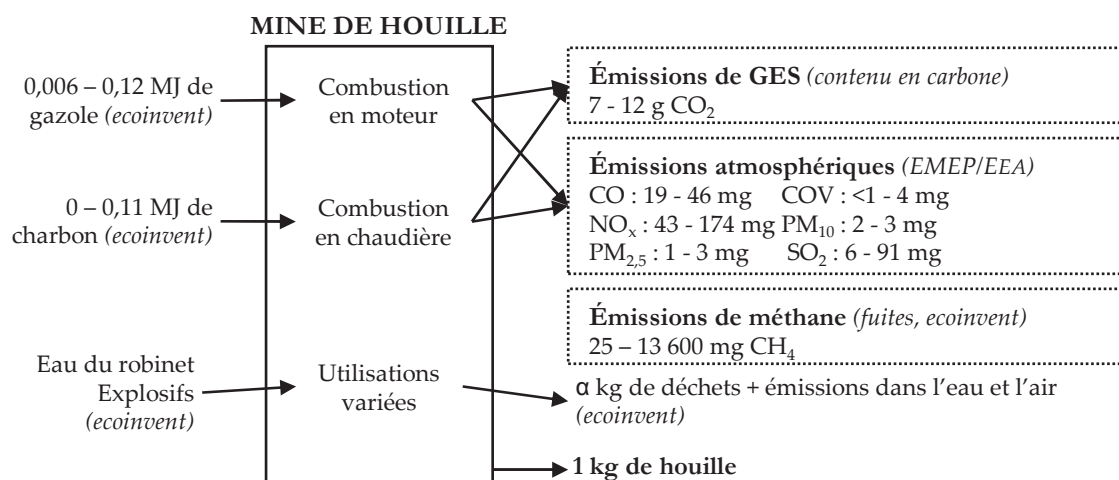


FIGURE 58 – modélisation de l'extraction de la houille

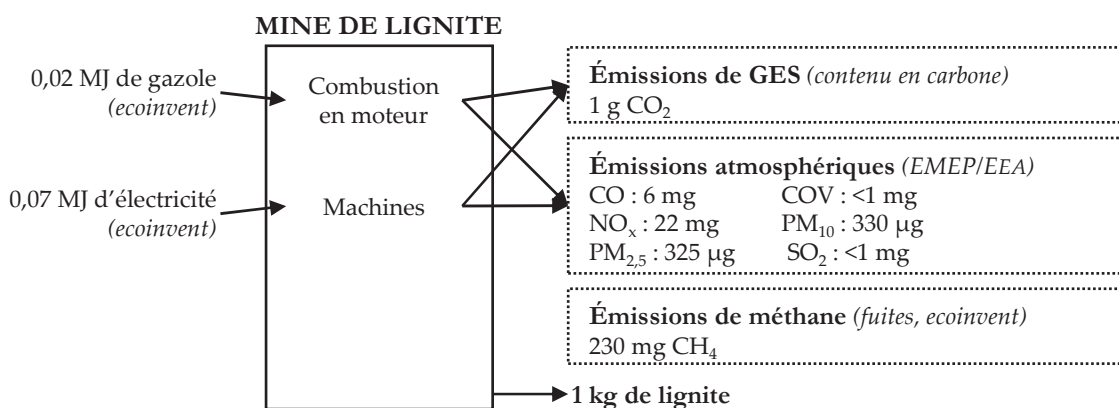


FIGURE 59 – modélisation de l'extraction du lignite

Le charbon est ensuite acheminé jusqu'à la centrale selon les modalités définies dans le chapitre 2.

4.2.2 Centrale thermique

Le procédé principal de la centrale thermique est la chaudière, alimentée au charbon pulvérisé, qui permet de produire la vapeur nécessaire au fonctionnement d'une turbine générant de l'électricité. Le charbon est un combustible riche en soufre et, en l'absence de dispositif spécifique, la centrale rejette de grandes quantités de SO₂. En Europe, deux procédés sont utilisés pour réduire les émissions de SO₂. Le charbon utilisé est désulfuré (à l'aide principalement de chlorures) et le SO₂ des gaz issus de la

combustion est capturé. Par conséquent, les émissions en Europe sont nettement plus faibles que dans d'autres régions du monde. Les figures 60 et 61 présentent respectivement les centrales à houille et à lignite telles que modélisées sous GaBi.

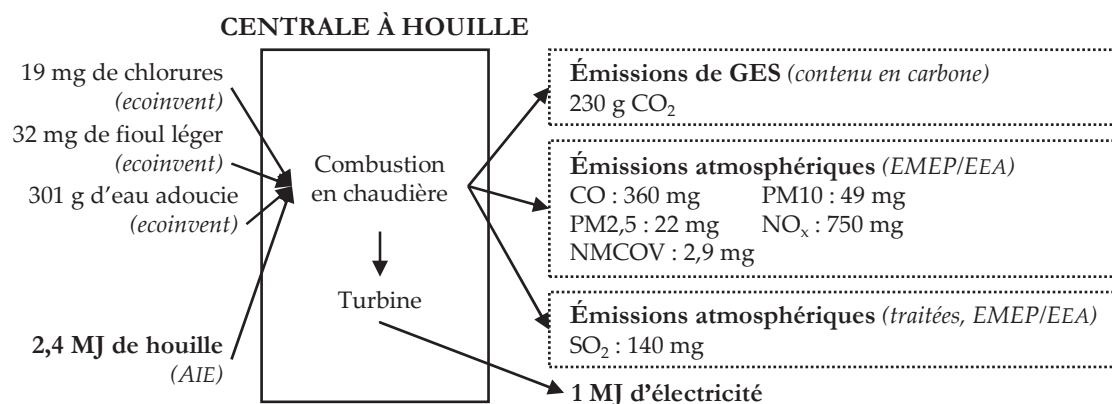


FIGURE 60 – modélisation de la centrale à houille

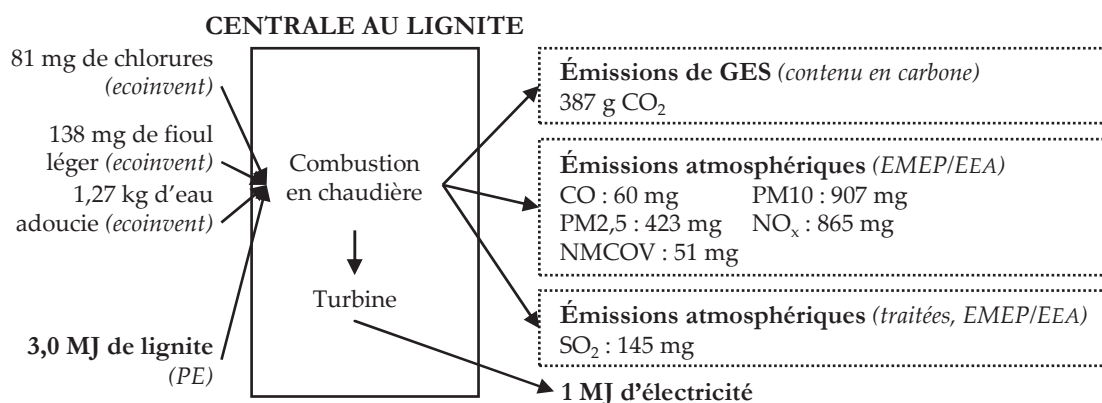


FIGURE 61 – modélisation de la centrale au lignite

L'électricité est ensuite distribuée le long du réseau. Cette étape n'a pas d'impact (la construction et l'entretien du réseau sont négligeable) mais elle accentue les impacts globaux du système du fait des pertes qui l'accompagnent (Cf. figure 62).



FIGURE 62 – modélisation de la distribution de l'électricité

4.3 Impacts environnementaux

4.3.1 Résultats

Le tableau 41 récapitule les impacts environnementaux de la production d'1 MJ d'électricité issue de la houille et du lignite disponible à la prise en UE-27. Les figures 63 et 64 permettent de déterminer quelles étapes possèdent le plus fort impact, respectivement pour la production d'électricité à partir de la houille et du lignite.

Impact d'1 MJ d'électricité à la prise	Houille	Lignite
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	3,38	4,51
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	284	422
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	729	847
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	357	463
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	926	1 197
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	55	55
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	273	328

TABLEAU 41 – bilan WtT de l'électricité issue du charbon

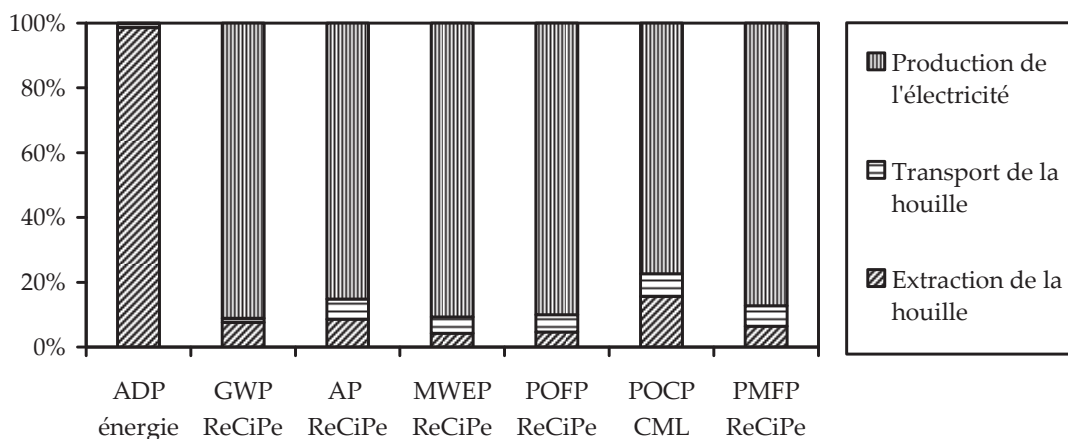


FIGURE 63 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'électricité issue de la houille

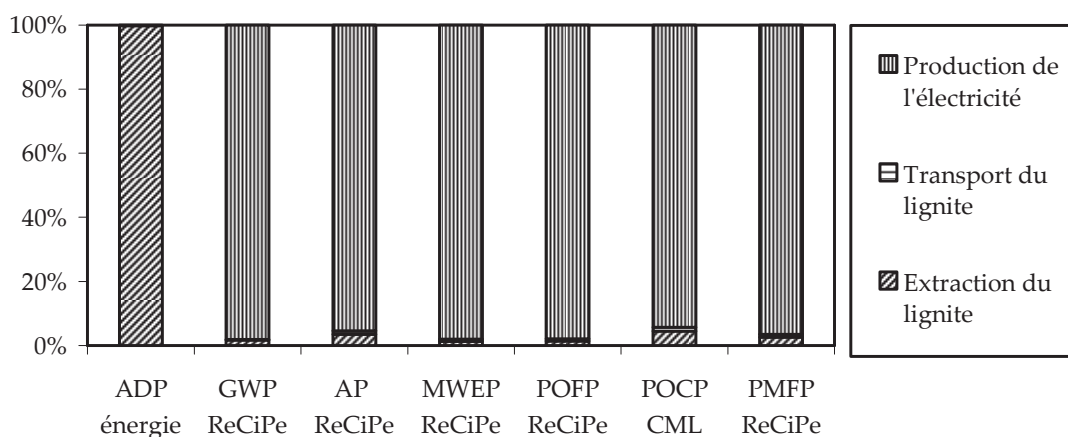


FIGURE 64 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'électricité issue du lignite

Pour la houille comme pour le lignite, les impacts environnementaux sont liés à la centrale produisant l'électricité. Quel que soit l'impact, les autres étapes sont minoritaires dans le cas du lignite et faibles pour la houille. Le transport de la houille apparaît plus fortement que celui du lignite du fait de l'utilisation du bateau sur de grandes distances, tandis que le lignite est produit près des zones d'utilisation (sa faible densité énergétique rend son transport prohibitif). Les impacts plus forts du lignite sont liés à trois raisons : son faible rendement de combustion dans les centrales

(33%), son contenu hydrogène / carbone défavorable et les émissions polluantes associées à sa combustion. L'eutrophisation (MWEP) et la formation d'ozone (POFP) sont presque exclusivement liées aux émissions de NO_x, plus importantes dans le cas de la combustion du lignite. L'acidification est aussi principalement liée aux NO_x (entre 71% et 79%), le reste étant dû au SO₂. Ce dernier a considérablement baissé avec les mesures de dépollution (désulfuration des combustibles et traitements des gaz) et n'est dorénavant plus le polluant acidifiant majoritaire des deux systèmes étudiés (la figure 6 du chapitre 1 confirme ce fait). De même, la formation d'ozone photochimique (POCP) est principalement liée aux émissions de NO_x dans la centrale à lignite (61%) tandis que les COV sont les polluants majoritaires dans la centrale à houille (64%). Le CO joue un rôle faible dans les deux centrales (respectivement 18% et 8%). Ces différences expliquent pourquoi le POCP est le seul indicateur d'impact pour lequel les deux centrales obtiennent un score proche. La pollution particulaire (PMFP) est dans les deux cas plus liée aux NO_x (74% – 80%) et au SO₂ (15% - 11%) qu'aux particules primaires (11% - 9%). L'ADP est plus important pour le lignite du fait du faible rendement des centrales par rapport à la houille. Malgré tout, dans les deux cas la consommation d'énergie est importante pour produire 1 MJ de l'électricité (entre 3,4 et 4,5 MJ). Le GWP est plus fort pour le lignite, à la fois du fait du faible rendement des centrales et du rapport H/C défavorable du lignite.

4.3.2 Analyse de sensibilité

Les figures 65 et 66 présentent la sensibilité des résultats pour l'électricité issue respectivement de la houille et du lignite. Les résultats sont rapportés en base 100 et les barres représentent l'intervalle entre le premier et le neuvième décile (pas de minimum ni de maximum du fait de limitations du module GaBi 4 d'analyse de Monte-Carlo). La dispersion des résultats est obtenue en réalisant une analyse de Monte-Carlo sur les différents paramètres de la production de l'électricité dont les écarts-types sont connus (la méthodologie appliquée est identique à celle développée pour les carburants issus du pétrole). Les écarts sont importants pour certains impacts comme l'eutrophisation (MWEP) ou l'ozone photochimique (POFP) du fait de l'incertitude élevée associée aux émissions de NO_x. Les incertitudes sont plus élevées pour les impacts non globaux, à cause du cumul des incertitudes sur le rendement de la centrale et des émissions de polluants. Les résultats obtenus sont mis en regard d'autres sources de données. La base GaBi contient ainsi des données pour chaque pays d'Europe et les données extrêmes (minimum en trait continu — et maximum en trait discontinu - -) sont représentées sur la figure. Par ailleurs, les données issues d'ecoinvent sont aussi utilisées (valeur moyenne européenne UCTE - -, valeur minimale - - - et valeur maximale - - -). De plus, les données JEC figurent sur le graphe (•) pour l'ADP et le GWP. En sensibilité, l'hypothèse qu'aucune mesure n'est prise pour diminuer les émissions de SO₂ est étudiée (♦). Les valeurs d'émissions sont alors directement dépendantes du contenu en soufre de la houille et du lignite. Pour la houille et le lignite (en dehors de l'ADP pour ce dernier), les résultats se trouvent entre les deux extrêmes des bases de données GaBi et ecoinvent. En outre, pour la houille, les résultats UCTE d'ecoinvent se trouvent dans la plage d'incertitude des résultats, en dehors de l'ADP, de l'AP et du POCP pour lesquels ils sont légèrement supérieurs. Les

maximums de GaBi et ecoinvent sont largement supérieurs aux résultats obtenus car ils considèrent des centrales moins efficaces et dont les rejets de soufre sont moins contrôlés. La non prise en compte des moyens de régulation des émissions de SO₂ (♦) montre une forte augmentation des impacts AP (+ 279%), POCP (+ 177%) et PMFP (+ 149%).

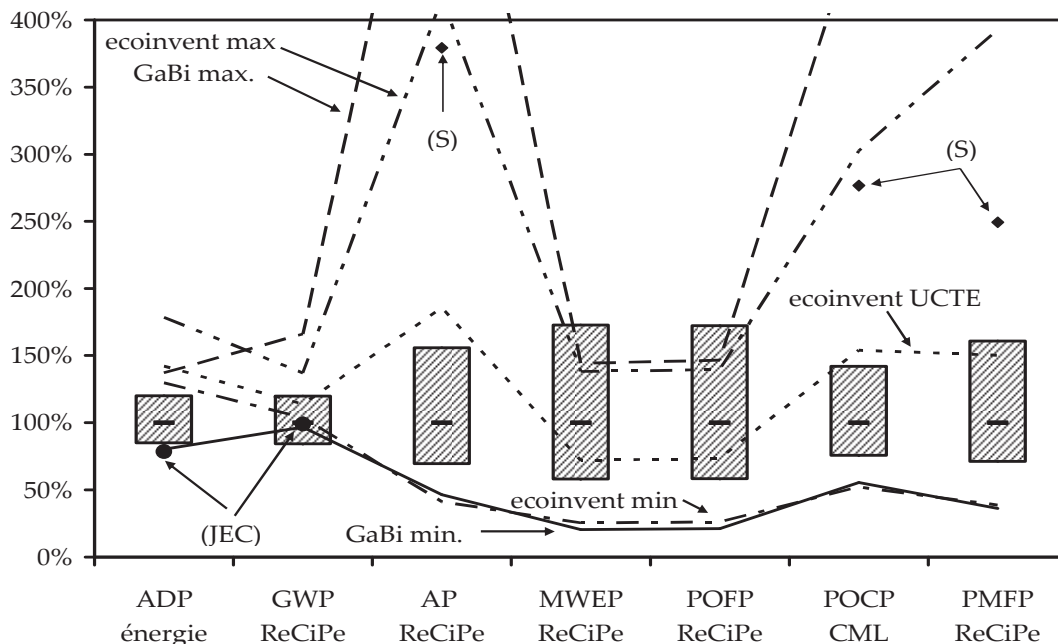


FIGURE 65 – variabilité, incertitude et sensibilité des impacts WtT de l'électricité issue de la houille

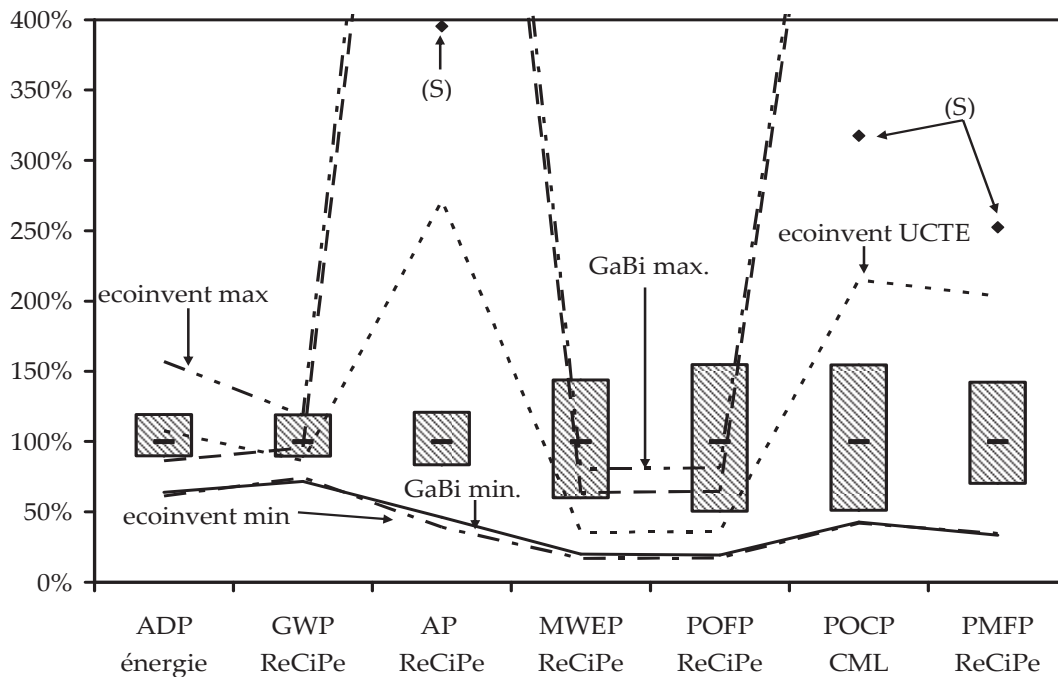


FIGURE 66 – sensibilité sur les impacts WtT de l'électricité issue du lignite

5 L'électricité issue du gaz naturel

5.1 Définition et frontières du système

Le système étudié possède le même périmètre que l'électricité issue du charbon et de la houille. Il comprend ainsi les étapes suivantes : l'extraction du gaz naturel dans les zones correspondant aux zone d'approvisionnement de l'UE-27, son transport jusqu'en Europe puis jusqu'aux centrales, sa combustion pour fournir de l'électricité puis la distribution de cette dernière jusqu'aux usagers. Par ailleurs, comme décrit dans le premier chapitre, une partie du gaz naturel est liquéfiée afin de pouvoir être transportée par voie maritime. Le gaz liquéfié (GNL) est ensuite retransformé sous forme gazeuse puis est envoyé en centrale pour y être brûlé. Le schéma qui suit, issu du chapitre 1, rappelle les principales étapes du système qui sont présentées dans les paragraphes suivants.

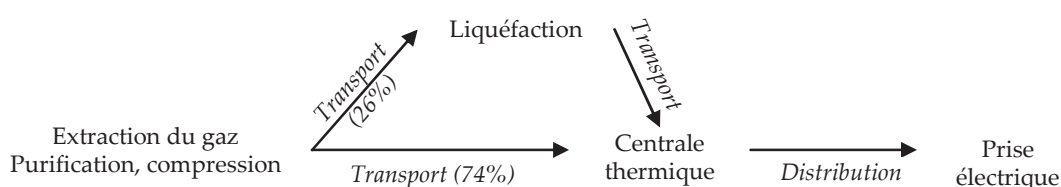


FIGURE 67 – schéma synoptique de la production d'électricité à partir du gaz naturel

Énergie	UF	Infrastructures	Utilisable par
Électricité, gaz naturel	1 MJ, à la prise	nég.	Véhicule électrique

TABLEAU 42 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité issue du gaz naturel

5.2 Inventaire de cycle de vie

5.2.1 Extraction du gaz naturel

Le gaz naturel est extrait grâce à des installations dont les principes de fonctionnement se rapprochent de l'extraction du pétrole. L'énergie nécessaire à l'extraction est fournie directement par le gaz naturel, brûlé dans une turbine. Une partie du gaz reste envoyée en torchère, cette dernière tendant toutefois à diminuer. En outre, le gaz peut contenir trop d'eau ou trop de soufre. Il est donc nécessaire de procéder à sa déshydratation et à sa désulfuration (adoucisement) de ce gaz. Ces procédés consomment de l'énergie supplémentaire, apportée par le gaz mais aussi sous forme d'électricité importée. La figure 68 présente la modélisation de l'extraction du gaz sous GaBi.

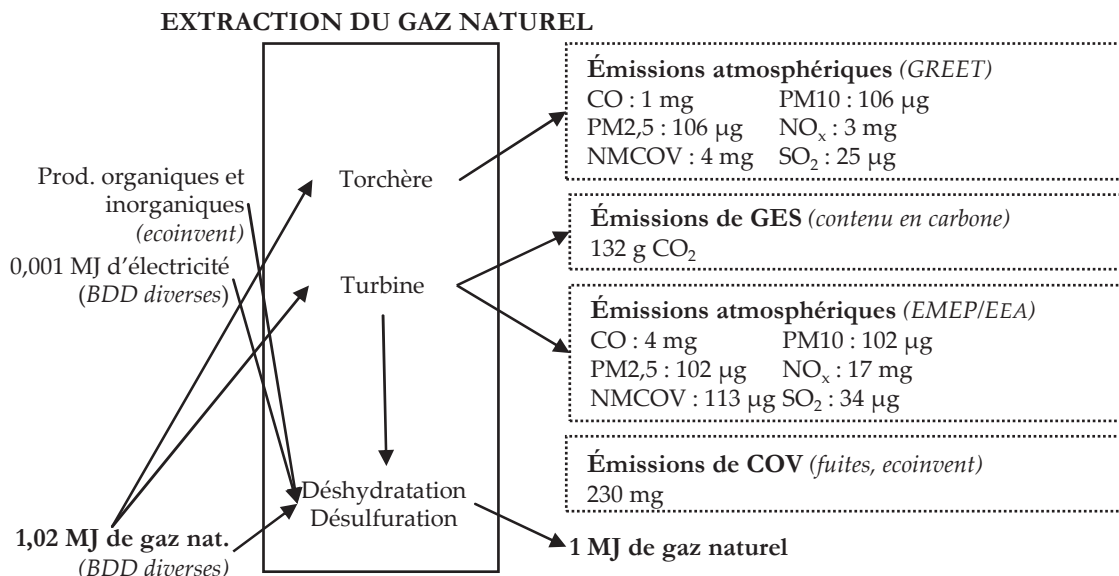


FIGURE 68 – modélisation de l'extraction du gaz naturel

Une partie du gaz extrait est ensuite transportée jusqu'à la centrale via des gazoducs (selon les distances définies dans le chapitre 1). Néanmoins, il n'est pas possible de transporter le gaz provenant d'Afrique et du Moyen-Orient uniquement par ce moyen. Il est donc transporté jusqu'à un terminal de liquéfaction. Cette dernière consiste à refroidir le gaz en plusieurs étapes jusqu'à ce qu'il soit liquide à pression atmosphérique (la température du gaz est alors proche de -161°C). Ce refroidissement est assuré par des compresseurs à gaz, alimentés par une partie du gaz à liquéfier. Le transport du gaz peut ensuite être effectué par des méthaniers qui sont similaires aux pétroliers, à l'exception du fait qu'une partie du gaz à bord s'évapore. La majeure partie du gaz évaporé est utilisée pour alimenter les moteurs du bateau, permettant de limiter les émissions du bateau tout en économisant du fioul. Une fois arrivé au terminal gazier, le gaz est regazéifié (il est simplement porté à température ambiante) puis compressé (quelques bars, selon la distance et la géographie des terrains traversés) pour être injecté dans le réseau de gazoducs. La figure 69 présente la modélisation de la liquéfaction du gaz sous GaBi.

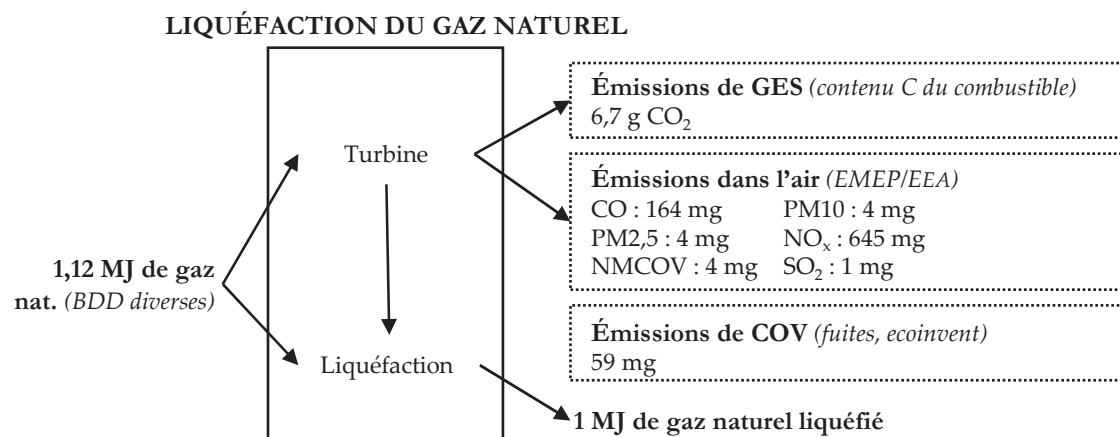


FIGURE 69 – modélisation de la liquéfaction du gaz naturel

5.2.2 Centrale thermique au gaz

La centrale au gaz fonctionne sur un principe différent de la centrale à charbon. Ici, le gaz est envoyé à travers une turbine dédiée qui produit l'électricité. Dans le cas des cycles combinés, la chaleur non utilisée peut être employée à chauffer de l'eau afin de produire de la vapeur alimentant une seconde turbine. Ce type de centrale présente un meilleur rendement que les centrales conventionnelles. Néanmoins, elles restent une technologie récente assez peu utilisée actuellement et elles ne sont donc pas étudiées ici. Pour son fonctionnement, la centrale utilise principalement du gaz naturel et de l'eau (désulfuration), tandis que ses émissions se limitent à des émissions atmosphériques et des cendres (en très faibles quantités). La figure 70 présente la modélisation de la centrale au gaz sous GaBi.

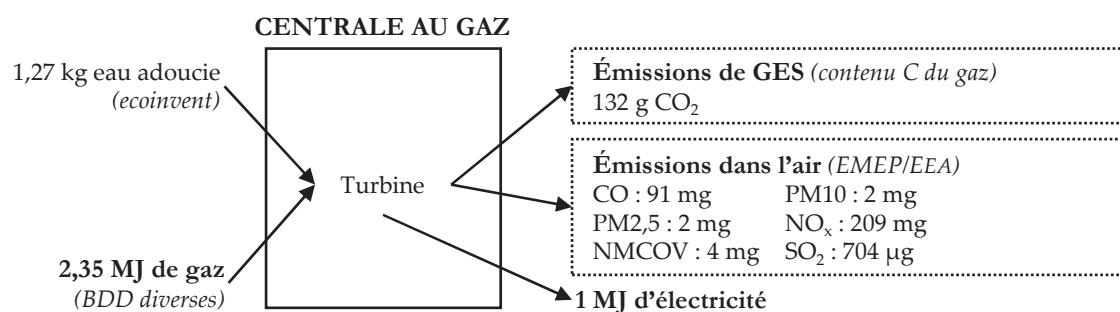


FIGURE 70 – modélisation de la centrale au gaz naturel

L'électricité produite est ensuite distribuée sur le réseau, en suivant les mêmes modalités que l'électricité issue du charbon (Cf. figure 62).

5.3 Impacts environnementaux

5.3.1 Résultats

Le tableau 43 présente les résultats pour les sept impacts significatifs de l'électricité issue du gaz naturel (l'ADP ressources et l'eutrophisation limnique (FWEP) sont négligeables). Par ailleurs, la figure 71 permet de savoir, pour chacun des impacts, quelles étapes sont les plus significatives. Les résultats sont valables pour 1 MJ d'électricité distribuée à la prise en UE-27.

Impact d'1 MJ d'électricité	Gaz naturel
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	2,27
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	159
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	168
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	107
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	327
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	28
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	68

TABLEAU 43 – bilan WtT de l'électricité issue du gaz naturel

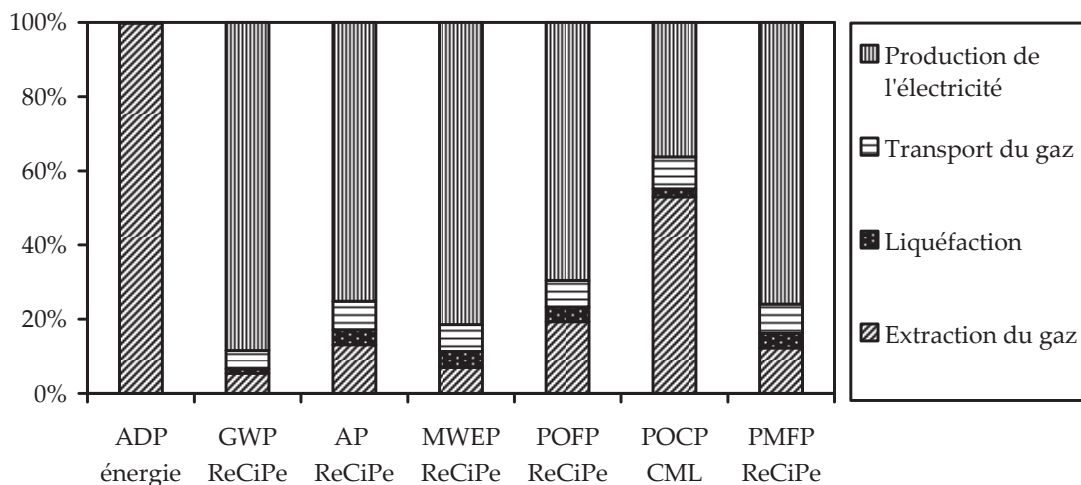


FIGURE 71 – impacts par étape de la production d'1 MJ d'électricité issue du gaz naturel

En comparaison de l'électricité issue du lignite ou du charbon, l'électricité issue du gaz naturel possède un impact moindre, quel que soit l'indicateur considéré. Cela est lié au caractère nettement moins polluant de la combustion du gaz par rapport au charbon. En particulier, le taux très bas de soufre permet d'obtenir un impact sur l'acidification (AP) qui est plus faible que pour l'électricité issue du charbon et qui est presque entièrement lié aux émissions de NO_x (92%). En dehors de la formation d'ozone (POCP), les impacts sont majoritairement liés à la centrale, première source d'émissions polluantes par rapport aux autres étapes. Le transport et la liquéfaction jouent un rôle faible, principalement du fait que seul 26% du gaz est liquéfié mais aussi de la prépondérance du rôle de la centrale. L'extraction du gaz a un impact

significatif sur le POCP et, de manière plus modérée, sur le POFP. Cela est dû aux fuites lors de l'extraction du gaz naturel (fuites de méthane et d'alcane du type éthane, butane et propane, qui représentent 59% de l'impact POCP et 16% du POFP). De manière générale, les NO_x sont les principaux contributeurs aux impacts, représentant 92% de l'acidification (AP), 100% de l'eutrophisation marine (MWEP), 84% du POFP, 27% du POCP et 89% de la pollution particulaire (PMFP, les particules primaires ne représentent que 7% de l'impact). En dépit de leur importance, les fuites représentent une part faible des émissions de GES par rapport aux émissions de CO₂ liées à la centrale.

5.3.2 Analyse de sensibilité

Les étapes les plus importantes sont la combustion du gaz dans la centrale et l'extraction, cette dernière en particulier pour le POCP. L'analyse de Monte-Carlo est donc réalisée sur les paramètres suivants : énergie pour l'extraction, émission polluantes de l'extraction, fuites de gaz lors de l'extraction, émissions polluantes associées à la combustion en centrale et rendement de la centrale. Les détails des différents paramètres sont disponibles en annexe. La figure 72 représente les résultats de l'analyse de Monte-Carlo. Chaque impact est ramené en base 100 afin de pouvoir observer tous les impacts sur un seul graphe. Le trait central, représentant le résultat, est donc placé à 100 pour tous les impacts. Les contours de la boîte représentent les valeurs du premier et du neuvième décile (les minima et maxima ne sont pas représentés du fait des limitations du module d'analyse de Monte-Carlo de GaBi 4). Sont aussi présentes sur le graphe les données issues d'autres bases : en trait continu (—), l'électricité issue du gaz minimale européenne issue de GaBi 4, en trait discontinu (- -) la valeur maximale de GaBi 4, en pointillés (- · -) l'électricité UCTE issue d'ecoinvent, en traits discontinu / pointillés les valeurs minimales (- - -) et maximales (- · - -) d'ecoinvent pour l'Europe. Par ailleurs, les données issues de l'étude JEC [5], portant sur l'énergie consommée par le système et les émissions de GES sont placées sur le graphe (•). Dans un premier temps, on remarque que la variabilité associée à certains impacts sont élevées, en particulier l'acidification (AP), l'eutrophisation (MWEP), l'ozone photochimique (POFP) et la pollution particulaire (PMFP), le neuvième décile pouvant atteindre 160% de la valeur de base. La variabilité est moins élevée pour les ressources énergétiques (ADP énergie) et les émissions de GES (GWP), du fait que seules les efficacités d'extraction et de la centrale et le contenu carbone ont une influence, contrairement aux autres impacts qui sont influencés par ces paramètres et par la variabilité associée aux émissions de combustion. Si l'on considère les marges d'erreurs, les résultats obtenus sont globalement cohérents avec les valeurs ecoinvent moyennes, seuls le POCP et le GWP excédant le neuvième décile. Concernant les extrêmes, soit issus de la base de données GaBi, soit ecoinvent, ils sont largement supérieurs ou inférieurs aux valeurs obtenues. Ces dernières se situent toutefois systématiquement entre les deux extrêmes, ce qui signifie que la variabilité entre les pays est importante mais que les résultats obtenus sont proches de la moyenne entre extrêmes. De plus, les valeurs issues de l'étude JEC sont proches des résultats pour l'ADP et légèrement plus faibles pour le GWP. Ces données sont d'ailleurs plus faibles que les minimums issus de GaBi et d'ecoinvent, ce qui

impliquerait que cette base de données sous-estime les résultats. Enfin, il est important de noter que l'impact maximal POCP donné par ecoinvent est très largement supérieur aux autres données (du fait d'une prise en compte différente des fuites de gaz), y compris GaBi, ce qui illustre la grande diversité qui peut exister entre les bases de données.

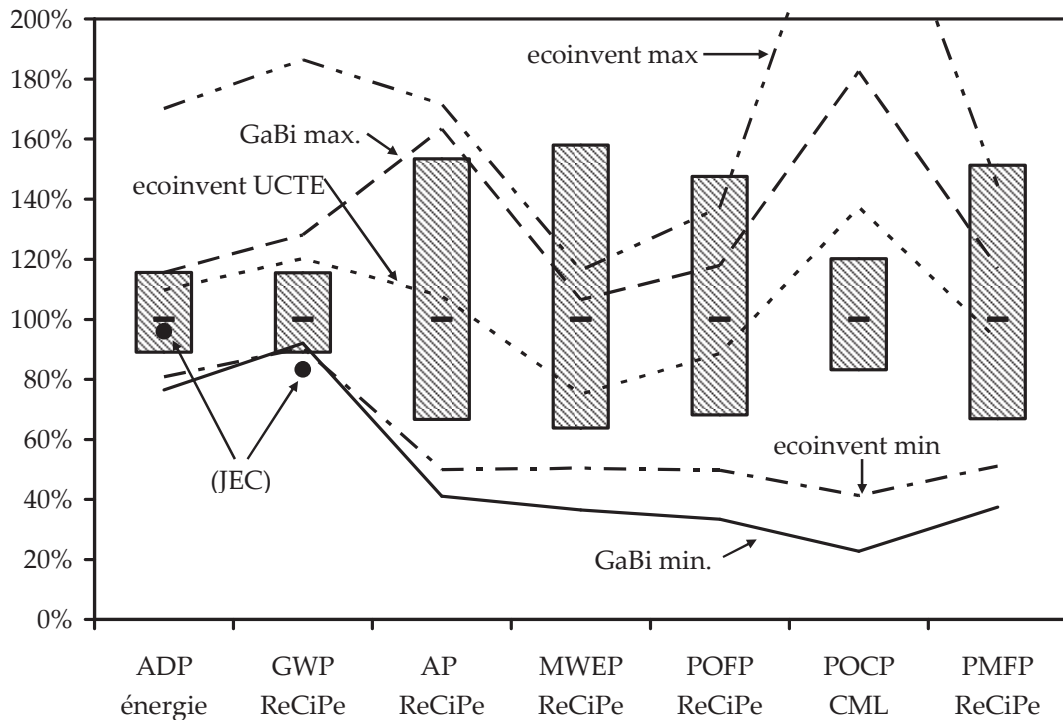


FIGURE 72 – variabilité des impacts WtT de l'électricité issue du gaz naturel

6 L'électricité éolienne

6.1 Définitions et frontières du système

Les impacts de l'électricité éolienne sont quasiment nuls lors de sa phase d'utilisation. De fait, par opposition aux autres sources d'énergie, pour lesquelles les infrastructures de production peuvent être négligées [80], seules ces infrastructures déterminent l'impact de l'électricité en approche « cycle de vie ». Afin de calculer cet impact pour 1 MJ, il est donc nécessaire de calculer les impacts de la construction et du démantèlement de l'éolienne et de les diviser par la quantité totale d'énergie fournie par l'éolienne durant toute sa durée de vie. La construction de l'éolienne est séparée en trois parties : les fondations (béton), la partie fixe (le mât) et les parties mobiles (les pales et la nacelle). Ces deux dernières sont produites et acheminées séparément avant d'être assemblées sur le site où l'éolienne est installée. Lors du démantèlement, les deux parties sont à nouveau séparées puis transportées séparément. La figure 73 récapitule de manière simple les étapes de la production de l'électricité éolienne.

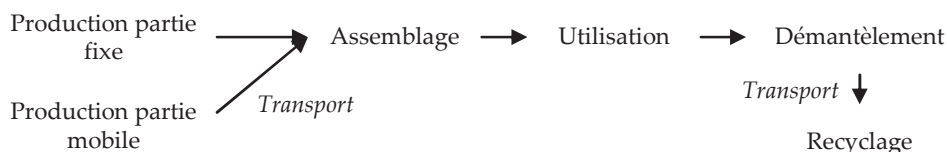


FIGURE 73 – schéma synoptique de la production d'électricité éolienne

Énergie	UF	Infrastructures	Utilisable par
Électricité, éolienne	1 MJ, à la prise	oui	Véhicule électrique

TABLEAU 44 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité éolienne

6.2 Inventaire de cycle de vie

La partie fixe est relativement simple puisqu'il s'agit du mât, constitué d'acier et de résine époxy. Le procédé utilisé reprend les données issues de la base ecoinvent pour la fabrication du mât d'une éolienne de 2 MW. La figure 74 présente la modélisation sous GaBi de la production des parties fixes de l'éolienne.

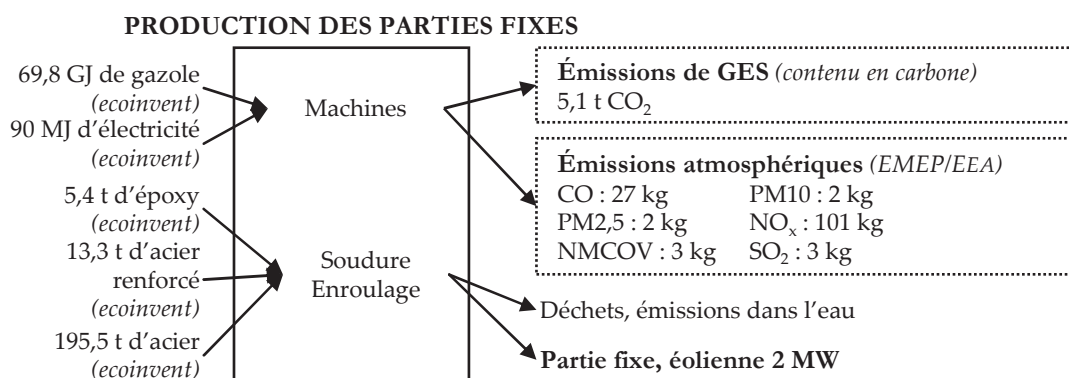


FIGURE 74 – modélisation de la production des parties fixes de l'éolienne

L'étape « parties mobiles » consiste en la fabrication de la nacelle et des pales de l'éolienne. Ces dernières sont de conception simple puisqu'elles sont principalement constituées d'acier et de fibre de verre. La nacelle est plus complexe car elle contient de nombreux composants formant la machine électrique, les systèmes de contrôle de l'éolienne et le système permettant d'ajuster le courant aux valeurs de tension et d'intensité souhaitées. La production des parties mobiles pour une éolienne de 2 MW fait appel aux composés suivants [208] : caoutchouc (250 kg), étain (1,3 kg), acier (9 375 kg), PVC (1 085 kg), polypropylène (50 kg), polyéthylène (1 552 kg), huile (147 kg), plomb (1,3 kg), fibre de verre (21 500 kg), cuivre (3 670 kg), acier chromé (36 250 kg), acier trempé (17 340 kg) et aluminium (1 900 kg).

Enfin, il reste à déterminer la quantité d'électricité produite par l'éolienne pendant toute sa durée de vie, afin de pouvoir ramener les impacts de sa fabrication à 1 MJ d'électricité produite. L'éolienne possède une puissance nominale de 2 MW et sa durée de vie retenue est égale à 20 ans. Par conséquent, l'éolienne peut théoriquement produire :

$$2\,000 \times 24 \times 365,25 \times 20 \times 3,6 \times 0,25 = 3,16 \cdot 10^8 \text{ MJ}$$

Le facteur 0,25 correspond au facteur de charge retenu (le facteur de charge correspond à la puissance réelle par rapport à la puissance nominale, selon la force et l'intermittence du vent). Pour obtenir l'impact d'1 MJ d'électricité, il faut donc diviser les impacts de la production de l'éolienne par $3,16 \cdot 10^8$ MJ. L'électricité est ensuite distribuée sur le réseau et les pertes sont considérées identiques à celles des autres centrales, c'est-à-dire 6,7%.

6.3 Impacts environnementaux

6.3.1 Résultats

Le tableau 45 présente les différents impacts environnementaux significatifs (l'ADP éléments et l'eutrophisation limnique FWEP sont négligeables) de la production d'1 MJ d'électricité éolienne distribuée à la prise en UE-27. En comparaison des autres énergies, l'électricité éolienne présente des impacts significativement plus faibles. La figure 75 permet de constater que la production des parties fixes et mobiles de l'éolienne représente la majeure partie des impacts, le reste (< 10%) étant lié à la production du béton nécessaire aux fondations. Le transport de l'éolienne vers le site d'installation est négligeable vis-à-vis de tous les impacts environnementaux. Les impacts des parties fixes et mobiles sont liés à plus de 90% à la production et à l'assemblage de l'acier nécessaire à l'éolienne, le reste des composants représentant une part négligeable de la masse et des impacts de l'éolienne. Par conséquent, la partie fixe requérant plus d'acier, ses impacts environnementaux sont plus importants.

Impact de la production d'1 MJ distribuée	Électricité éolienne
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	0,03
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	3
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	12
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	2
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	8
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	2
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	9

TABLEAU 45 – bilan WtT de l'électricité éolienne

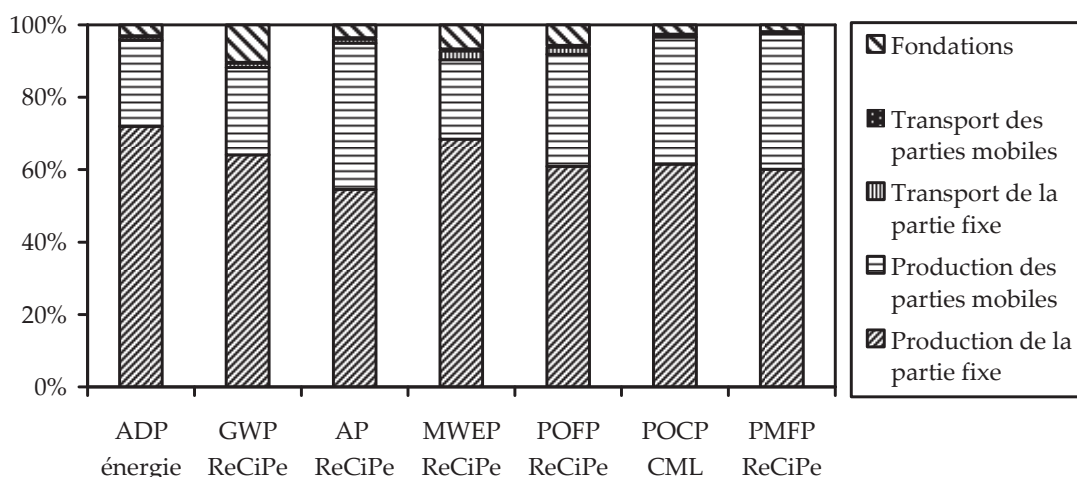


FIGURE 75 – impact par étape de la production d'1 MJ d'électricité éolienne

6.3.2 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité porte ici sur la variation d'un nombre restreints de paramètres influant fortement les résultats. Les paramètres susceptibles de varier sont : la puissance de l'éolienne, sa durée de vie et son facteur de charge. En Europe, comme énoncé dans le chapitre 2, le facteur de charge est compris entre 20% et 28% et les facteurs de charge se répartissent selon une distribution égale entre ces deux valeurs. La figure 76 présente les impacts environnementaux de l'électricité éolienne rapportés chacun en base 100. Les barres hachurées représentent les valeurs lorsque le facteur de charge varie de 20% (valeur supérieure) à 28% (valeur inférieure). Différentes valeurs sont aussi rajoutées : les traits discontinus (— —) correspondent aux résultats lorsque la durée de vie de l'éolienne est fixée à 30 ans (au lieu de 20). Les résultats diminuent alors de manière évidente de 33%. Le scénario dans lequel l'éolienne n'est pas recyclée mais mise en décharge (- - -) est fortement impactant puisqu'il augmente la consommation d'acier, et donc en particulier les impacts ADP et GWP. Ces impacts sont en effet fortement liés à l'utilisation d'acier pour la fabrication de l'éolienne. Par ailleurs, les résultats se situent entre la base ELCD (—) et la base ecoinvent (- -) pour tous les impacts. Certaines études de la littérature (TRÉMÉAC et MEUNIER [116], WEINZETTEL et al. [196] et GUEZURAGA et al. [112]) ont été ajoutées et permettent de mettre en évidence la grande diversité des résultats (tout du moins concernant le GWP). Alors que les résultats de GUEZURAGA et al. sont proches, les valeurs déterminées par TRÉMÉAC et MEUNIER sont supérieures de 70% aux résultats obtenus. Ces différences illustrent la grande variabilité des résultats, elle-même liée à la grande variabilité des hypothèses pouvant être retenues.

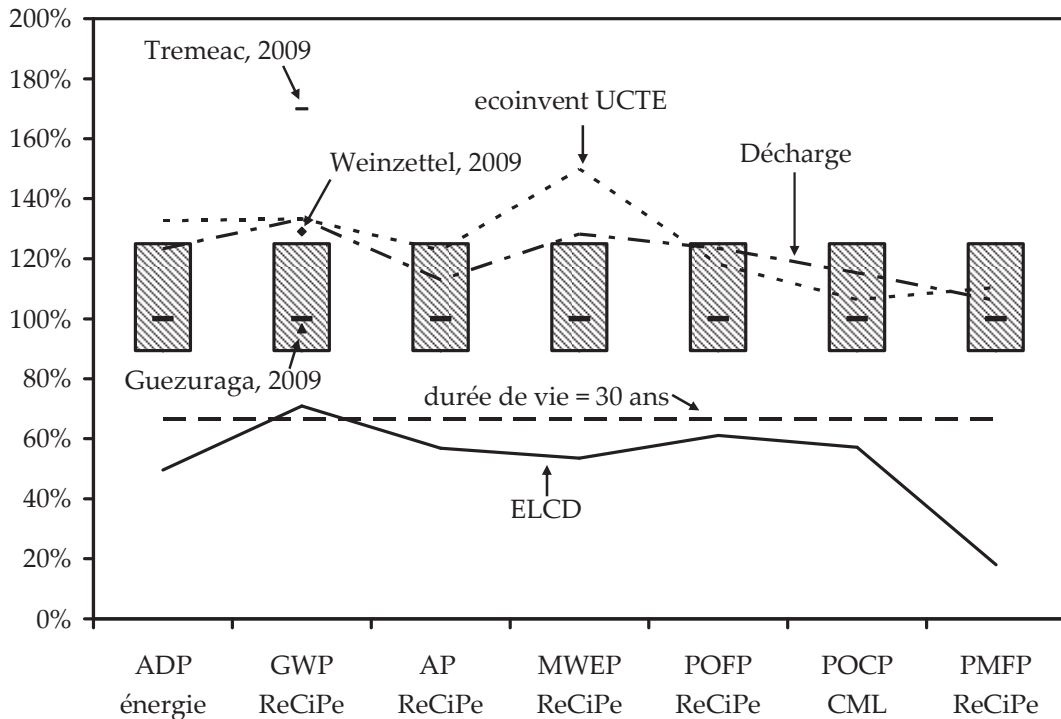


FIGURE 76 – variabilité et sensibilité des impacts WtT de l'électricité éolienne

7 L'électricité photovoltaïque

7.1 Définition et frontières du système

L'électricité photovoltaïque (PV) étudiée ici regroupe trois technologies différentes : les panneaux au silicium monocristallin (mono-Si), les panneaux au silicium multicristallin (multi-Si) et les panneaux à tellures de cadmium (CdTe). Comme pour l'électricité éolienne et contrairement aux autres énergies, l'électricité PV possède un impact très faible durant sa production et, pour déterminer son impact, il est nécessaire de déterminer les impacts liés à la fabrication et à la fin de vie des panneaux.

Énergie	UF	Infrastructures	Utilisable par
Électricité, mono-Si	1 MJ, à la prise	oui	Véhicule électrique
Électricité, multi-Si	1 MJ, à la prise	oui	Véhicule électrique
Électricité, CdTe	1 MJ, à la prise	oui	Véhicule électrique
Électricité, mix UE-27	1 MJ, à la prise	oui	Véhicule électrique

TABLEAU 46 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité PV

7.2 Inventaire de cycle de vie

En dehors des activités liées à la production d'énergie pour les différents procédés, les données sont principalement reprises de la base de données ecoinvent. Cette dernière permet en effet, sauf pour les panneaux CdTe, de décomposer les étapes de production des panneaux. Néanmoins, cette base de données possède plusieurs

défauts. Les performances des panneaux ne correspondent pas à des panneaux modernes et doivent donc être modifiées. De plus, les panneaux sont produits uniquement en Europe alors que la majorité des panneaux dorénavant installés en Europe provient de Chine (60%), le reste étant produit en Europe (25%) et aux USA (15%). Enfin, l'irradiance retenue est égale à $1\,700\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ ce qui ne correspond pas à l'irradiance moyenne définie dans le chapitre 2. L'inventaire de cycle de vie consiste donc à adapter la base de donnéesecoinvent afin de prendre en compte ces différents paramètres.

7.2.1 Prise en compte des régions d'importation

Du fait de l'absence d'inventaire spécifique à chaque région, il n'est pas possible de connaître avec précision les différences qui existent entre les procédés de fabrication européens et les procédés chinois ou américains. Entre ces trois régions, les données européennes restent la référence, en dépit des erreurs que cette simplification peut engendrer. En revanche, il est possible de procéder à certains ajustements afin de se rapprocher des impacts réels de ces importations. Pour cela, deux paramètres ont été ajustés. Le paramètre le plus évident concerne les distances de transport. Ainsi, les panneaux en provenance de Chine parcourent 15 600 km par bateau (calcul moyen effectué à l'aide de l'outil World port distance, [49]) tandis que les panneaux américains sont transportés par bateau sur une distance de 6 000 km. Une fois arrivés en UE-27, les panneaux sont transportés par le rail sur 1 100 km, ce qui correspond à la distance moyenne entre les ports européens et le centre de l'Europe. La distribution des panneaux s'effectue ensuite de manière identique aux panneaux européens, sans distinction d'origine. Enfin, les panneaux sont distribués pour pouvoir être installés par camion, sur une distance moyenne retenue égale à 200 km.

Le second paramètre modifié pour tenir compte des régions d'importations concerne les sources d'énergie utilisées pour la production des panneaux. Un calcul rapide des résultats permet de voir que les impacts de la production des panneaux sont très fortement liés à la production de chaleur et d'électricité pour les différents procédés industriels. Par conséquent, pour chacune des étapes de la production, les mix électriques utilisés ont été modifiés pour tenir compte du pays de production. En outre, les sources d'énergies utilisées varient aussi selon le pays. Dans le cas de l'UE-27 et des USA, le gaz constitue la source principale pour alimenter les chaudières et fours industriels tandis qu'en Chine, la principale énergie utilisée est le charbon. Compte-tenu de cette différence et du fait que l'électricité chinoise emploie massivement du charbon, les émissions polluantes associées à la production des panneaux sont ainsi plus élevées, bien que les procédés industriels retenus soient tous issus des procédés européens.

7.2.2 Prise en compte de la production d'électricité

Dans la même optique que pour l'électricité éolienne, l'impact de l'électricité PV est lié à la construction et à la fin de vie du panneau. Il est donc nécessaire de calculer la surface du panneau à installer afin de répondre à la demande énergétique souhaitée.

La production (en MJ) d'un panneau d'un m² durant un an dépend des facteurs suivants :

$$\text{Énergie} = \text{rendement} \times \text{durée de vie} \times \text{irradiance reçue} \times (1 - \text{pertes de conversion}) / 3,6 \quad (24)$$

La durée de vie du panneau est fixée à 30 ans, telle que définie dans le chapitre 2 (valeur communément admise dans la littérature). L'irradiance reçue correspond à l'irradiance moyenne reçue en UE-27, qui est proche de la valeur moyenne de l'irradiance reçue en France (1250 kWh.m⁻².an⁻¹). Les pertes de conversion correspondent aux pertes liées à la conversion entre l'électricité continue à faible voltage du panneau en courant alternatif de tension égale à 220 volts et sont égales à 25%. Enfin, le rendement, adimensionnel, se définit comme l'énergie produite par le panneau par rapport à l'énergie solaire reçue. Il est obtenu à partir de la puissance nominale du panneau, définie en watts crêtes pour une irradiance de 1700 kWh.m⁻².an⁻¹. Les rendements des panneaux varient selon les technologies : 0,131 (mono-Si), 0,128 (multi-Si) et 0,096 (CdTe). Par conséquent, un m² de panneau PV produit entre 750 MJ et 1024 MJ durant toute sa durée de vie. Pour obtenir l'impact par MJ produit, il suffit donc de diviser les impacts de la production par 750 – 1024 selon la technologie considérée. Cette méthode est utilisée pour déterminer la répartition par étape des différents impacts ainsi que pour réaliser les calculs de robustesse.

7.3 Résultats

Le tableau 47 présente les impacts environnementaux pour la production d'1 MJ d'électricité PV (panneau de surface égale à 1 m²) distribuée à la prise en UE-27 et en fonction des trois technologies étudiées et du panneau moyen installé en Europe (UE-27). Plusieurs remarques peuvent être tirées de ce tableau. Dans un premier temps, en dehors de l'ADP éléments, les panneaux CdTe possèdent un impact plus faible que les technologies au silicium, en dépit de leur moindre rendement. Dans le même ordre d'idée, les panneaux mono-Si, qui possèdent le meilleur rendement, présentent les impacts les plus élevés, y compris concernant l'énergie mobilisée. Ces différences sont liées à la production du silicium, en particulier de sa purification au grade solaire. En effet, les figures 77 et 78 permettent d'identifier les étapes les plus significatives de la production des panneaux, respectivement mono-Si et multi-Si (on ne dispose pas de données suffisantes pour effectuer la même identification pour les panneaux CdTe). On constate ainsi que les étapes les plus impactantes sont la purification du silicium au grade solaire et le procédé Czochralski, qui permet d'obtenir du silicium mono-Si. Les impacts de ces étapes sont dus aux importantes consommations d'énergie requises, qui nécessitent donc de grandes quantités de gaz naturel, charbon (pour la Chine) et électricité. *A contrario*, les panneaux CdTe, bien que possédant un rendement plus faible, requièrent peu d'énergie pour leur fabrication et présentent donc un impact plus faible. Seul l'ADP ressources est plus élevé, du fait de l'utilisation du cadmium. En effet, le silicium étant abondant (la silice est le constituant principal de la croûte terrestre), son utilisation a peu d'impact. Seule la fabrication des cellules, du fait de l'ajout des conducteurs métalliques, et le BoS, de par l'utilisation de cuivre, présentent

un impact. Dans le cas de la technologie CdTe, les quantités de cadmium mises en jeu sont telles qu'elles éclipsent largement la fabrication des cellules.

Impacts d'1 MJ de panneau	Mono-Si	Multi-Si	CdTe	Mix UE-27
ADP ressources – CML 2001 (mg Sb-éq.)	2	2	12	4
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	0,26	0,22	0,14	0,22
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	25	20	12	21
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	236	193	117	199
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	34	29	17	29
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	89	74	48	76
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	16	13	8	13
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	81	67	40	69

TABLEAU 47 – bilan WtT de l'électricité PV (1 MJ)

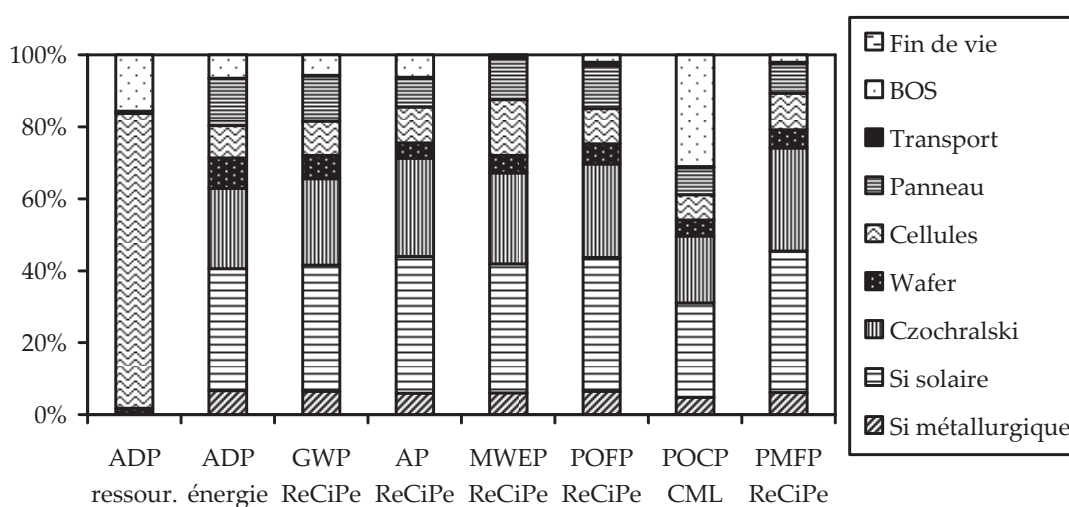


FIGURE 77 – impact par étape de la production d'1 MJ d'électricité PV mono-Si

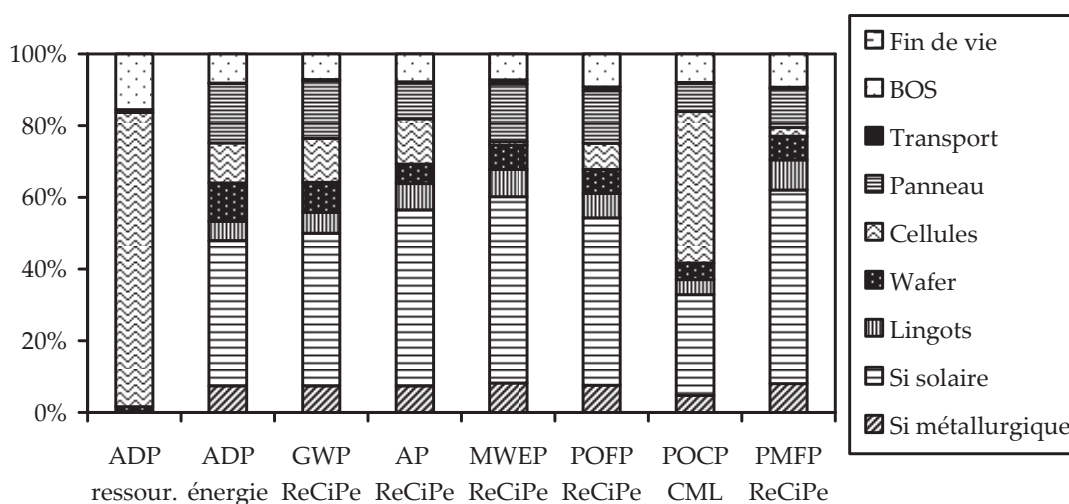


FIGURE 78 – impact par étape de la production d'1 MJ d'électricité PV multi-Si

La figure 79 permet de déterminer la part de chaque région de production pour les différents impacts environnementaux liés à la production d'1 MJ d'électricité

photovoltaïque (à partir des trois technologies considérées, selon la répartition retenue). On constate ainsi que l'ADP éléments se répartit exactement de la même façon que l'origine des panneaux utilisées (Chine 60%, UE 25% et USA 15%), tandis que les autres impacts sont majoritairement causés par les importations chinoises (de 79% à 88%). D'après les figures 77 et 78, le transport des panneaux joue un rôle minoritaire dans l'impact. Par conséquent, cela signifie que l'impact plus important des panneaux chinois est lié à la source d'énergie utilisée dans les procédés industriels. Pour un même panneau, les impacts d'une production en Chine sont ainsi supérieurs de 121% à 350% (selon l'impact considéré) à une production européenne.

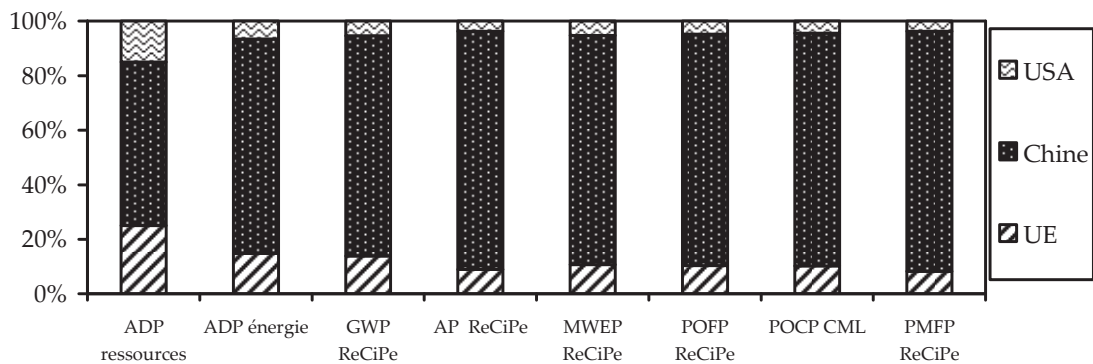


FIGURE 79 – impact de la production d'1 MJ d'électricité PV selon la zone de production des panneaux

7.4 Analyse de sensibilité

Compte-tenu du faible nombre de paramètres dont la dispersion est connue, il n'est pas possible d'effectuer une analyse de Monte-Carlo. Cependant, certains paramètres ayant une forte influence sur les résultats peuvent être étudiés : il s'agit de la valeur d'irradiance, du rendement des panneaux et de la provenance de ces derniers. La valeur d'irradiance est ainsi comprise en Europe entre 955 kWh.m⁻².an⁻¹ au Royaume-Uni et 1660 kWh.m⁻².an⁻¹ en Espagne. La figure 80 présente les impacts environnementaux de la production d'1 MJ d'électricité photovoltaïque, chacun rapporté en base 100. Les barres autour des valeurs correspondent aux résultats obtenus lorsque l'irradiance varie de 955 à 1660 kWh.m⁻².an⁻¹. Ce changement dans la valeur d'irradiance influe de manière forte sur les résultats, de -25% à +31%. Par ailleurs, différents scénarios peuvent être envisagés en étude de sensibilité. Ainsi, la prise en compte du recyclage (de manière partielle et uniquement pour les panneaux cristallins, - - -) permet de faiblement diminuer les impacts. Pour l'ADP ressources, fortement lié à l'usage du cadmium par les panneaux CdTe, l'impact est nul. Les panneaux CdTe sont une filière récente dont le recyclage n'est pas encore connu et ce dernier n'est donc pas pris en compte. Le recyclage est présenté sur la figure 80 sous forme d'un trait pointillé (- -). Il est aussi possible d'étudier l'effet d'une durée de vie égale à 20 ans, comme l'on peut en rencontrer dans la littérature [136]. De fait, les impacts sont alors multipliés par 1,5 (trait discontinu sur la figure 80, - -). Enfin, il est possible d'étudier les différences entre les panneaux fabriqués en Chine (- -) et ceux fabriqués en UE (—). La figure 79 met en évidence que les panneaux chinois possèdent

un impact plus important que les panneaux européens. Cela est confirmé ici, où l'on voit que les différences sont d'autant plus importantes pour l'acidification (AP) et la formation de particules (PMFP), du fait de l'utilisation du charbon pour produire de l'électricité et de la chaleur en Chine.

Enfin, concernant les émissions de GES (GWP), différents résultats issus de la littérature ont été rapportés. Les ronds (•) représentent des panneaux multi-Si, les losanges (♦) des panneaux mono-Si et les triangles (▲) des panneaux CdTe. Les données ont toutes été adaptées pour correspondre à une irradiance de 1 250 kWh.m⁻².an⁻¹ et à une durée de vie égale à 30 ans. Les résultats sont cohérents avec la littérature, les panneaux CdTe possédant un bilan plus faible que les technologies cristallines, comme expliqué précédemment. Seule une valeur est largement supérieure (GARCIA-VALVERDE et al. [136]) mais cela est lié au fait que cette étude a considéré une installation PV autonome, pour laquelle la batterie possède un impact très important.

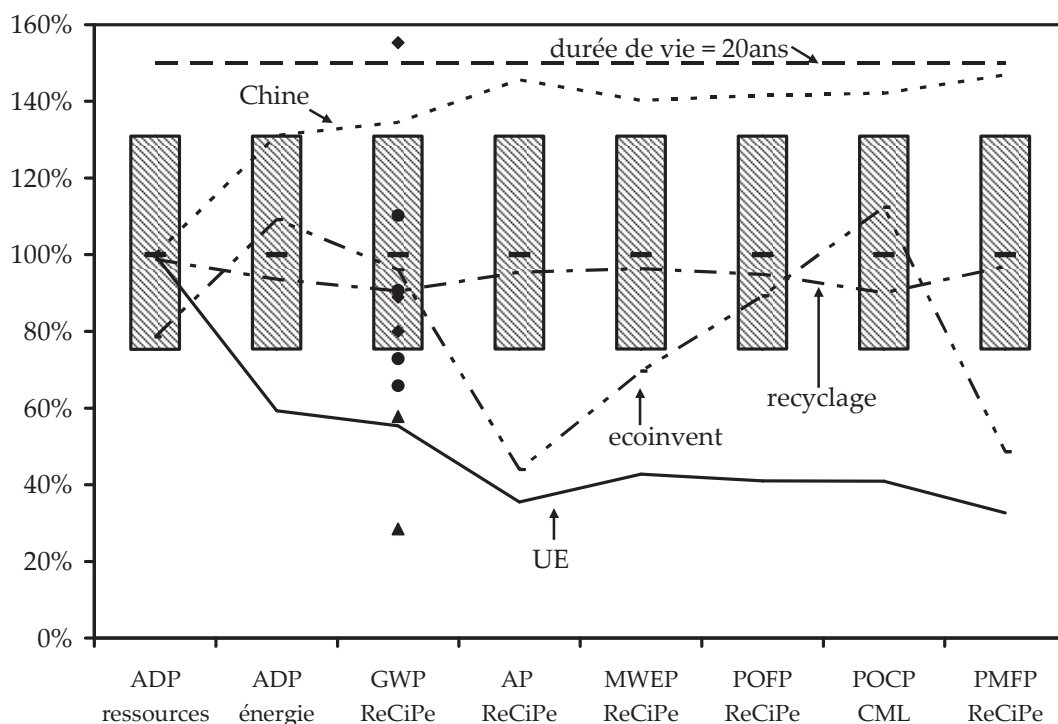


FIGURE 80 – analyse de sensibilité et variabilité des impacts WtT de l'électricité PV

8 Les esters méthyliques d'acide gras (EMAG)

8.1 Définitions et frontières du système

Les EMAG, ou biodiesel, sont produits à partir de plantes oléagineuses. L'huile extraite de cette dernière est transformée en esters en réagissant avec du méthanol. Le carburant obtenu est ensuite envoyé au dépôt avant d'être mélangé avec du gazole conventionnel dans des taux compris entre 0 et 30%. Dans ce chapitre, la production du carburant pur est détaillée, jusqu'à la pompe, bien qu'il ne soit pas distribué sous

cette forme. Les modalités de distribution prises en compte étant les mêmes que pour les carburants fossiles, pour obtenir les impacts du carburants en mélange il suffit de retenir les proportions souhaitées. L'impact du B30 correspond ainsi à 30% (en volume) du biodiesel pur et 70% du gazole pur. Le biodiesel utilisé en Europe provient principalement de trois sources : le colza, le tournesol et la palme (importée de Malaisie). Ces trois ressources sont étudiées ici. La figure 81 rappelle les principales étapes de la production du biodiesel.



FIGURE 81 – schéma synoptique de la production du biodiesel

Carburant	UF	Infrastructures	Utilisable par
Biodiesel, colza	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule Diesel, en mélange avec le gazole
Biodiesel, tournesol	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule Diesel, en mélange avec le gazole
Biodiesel, palme	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule Diesel, en mélange avec le gazole

TABLEAU 48 – unité fonctionnelle et périmètre WtT du biodiesel

8.2 Inventaire de cycle de vie

8.2.1 Production des ressources agricoles

La production des ressources agricoles est modélisée par un procédé dont le principe est similaire quelle que soit la ressource. Ce procédé est décrit par la figure 82 ci-dessous.

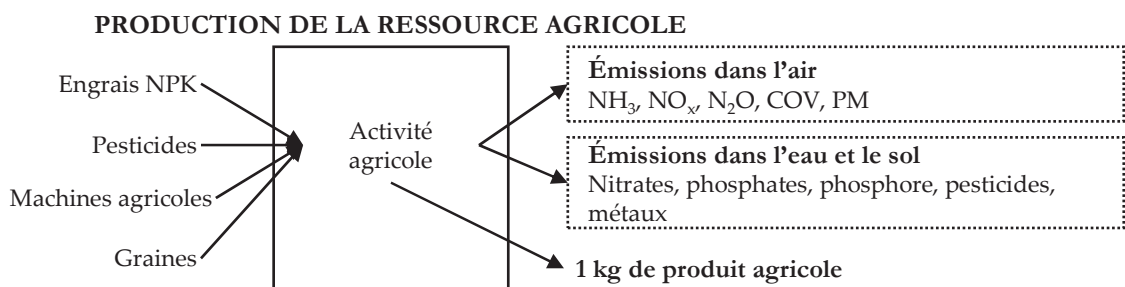


FIGURE 82 – modélisation de la phase agricole pour la production de biodiesel

La quantité et la nature des engrais et pesticides dépendent de la culture envisagée. Les quantités sont issues de différentes données de la littérature, en utilisant les valeurs définies dans le chapitre 1. De même, en fonction des différentes cultures, le recours à la mécanisation est plus ou moins important. Les utilisations d'engrais et de pesticides sont issues de moyennes de différentes études de la littérature (principalement [5], [60] et [203]) tandis que la répartition des pesticides employés

provient de la base de données ecoinvent. Pour les trois cultures envisagées, les produits phytosanitaires utilisés sont ainsi les suivants :

Produit pour 1 kg de fruits ou graines	Colza	Tournesol	Palme
Nitrate d'ammonium (g N-éq.)	28	17	10
Sulfate d'ammonium (g N-éq.)	2	-	-
CAN (g N-éq.)	7	-	-
Urée (g N-éq.)	11	-	-
Triple superphosphate (g P ₂ O ₅ -éq.)	19	19	8
Superphosphate simple (g P ₂ O ₅ -éq.)	-	-	-
Chlorure de potassium (g K ₂ O-éq.)	32	10	13
Pesticides (g)	5	1	0,3
Consommation de diesel par les machines (MJ)	1,19	1,18	0,07

TABLEAU 49 – utilisation de produits phytosanitaires et consommation de diesel pour la production d'1 kg d'oléagineux

Les consommations de diesel servent à différents travaux agricoles, répertoriés dans le tableau 50. La répartition des différents travaux est issue de la base de données ecoinvent tandis que la consommation de gazole provient de moyennes issues de la littérature.

Travail agricole (MJ gazole.kg ⁻¹ fruits ou graines)	Colza	Tournesol	Palme
Pulvérisation des phytosanitaires	0,13	0,03	0,01
Récolte	0,36	0,29	0,03
Dispersion des engrais	0,14	-	-
Semis	0,04	0,03	-
Labour et hersage, herse rotative	0,25	-	-
Labour et hersage, herse à dent	0,06	-	-
Labour, charrue	0,20	0,23	-
Tracteurs et autres	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Culture, ciselure	-	0,60	-
Irrigation	-	-	0,03

TABLEAU 50 – travaux agricoles et consommations de gazole associées à la production des ressources agricoles pour la fabrication de biodiesel

Les émissions azotées et phosphorées sont directement dépendantes de la quantité d'engrais épanchée, des caractéristiques du sol et de la météorologie. Concernant les émissions directes et indirectes de N₂O, les facteurs tels que définis par le GIEC (1,33% de l'azote, Cf. chapitres 2 et 3) ont été retenus. Les émissions d'ammoniac sont égales à 0,084 kg N par kg d'azote épanché et les NO_x à 0,026 kg N par kg d'azote, en suivant les recommandations du registre EMEP/EEA. Les émissions de nitrates, phosphore, phosphates et pesticides sont issues de moyennes de la littérature. Ces différentes émissions sont présentées dans le tableau 51 ci-dessous.

Émissions pour 1 kg de fruits ou graines	Colza	Tournesol	Palme
Protoxyde d'azote N ₂ O (mg)	2 035	702	422
Ammoniac NH ₃ (mg)	2 120	965	640
Oxydes d'azote NO _x (mg)	313	512	197
Composés organiques volatils COV (mg)	<1	<1	<1
Particules PM ₁₀ (mg)	<1	<1	<1
Nitrates NO ₃ ⁻ (g)	41	183	8
Phosphore + phosphates (mg P)	74	164	7
Pesticides (mg)	8 460	808	82

TABLEAU 51 – émissions liées à l'emploi des phytosanitaires et engrais pour la production des oléagineux

8.2.2 Production de l'huile

La production de l'huile pour le biodiesel s'effectue de manière industrielle, à chaud avec utilisation d'hexane. Pour les trois types d'huile, le principe est similaire, c'est-à-dire la production de chaleur dans une chaudière, l'utilisation conjointe d'hexane et d'un acide (en général phosphorique) et la production d'huile et de tourteaux, son coproduit. Entre les différentes huiles, certains facteurs varient : il s'agit de la source d'énergie employée et du rendement de l'extraction. La figure 83 présente les valeurs utilisées pour la modélisation de l'extraction de l'huile de colza.

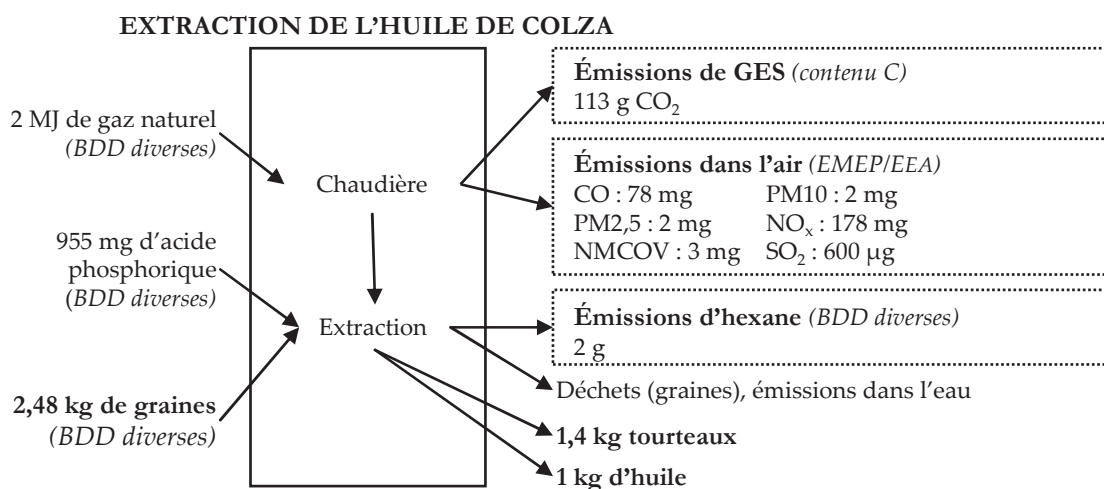


FIGURE 83 – modélisation de l'extraction de l'huile de colza

Pour les autres ressources, les valeurs utilisées sont présentées dans le tableau 52. L'huilerie de palme est énergétiquement autosuffisante grâce à l'utilisation des coques qui entourent les fruits. Elle ne nécessite pas d'apport extérieur d'énergie mais elle requiert plus de ressources pour la même quantité d'huile. Ses émissions de CO₂ contribuant à l'effet de serre sont donc très faibles mais paradoxalement ses émissions atmosphériques polluantes sont plus importantes (la biomasse contenant plus d'impuretés que le gaz, sa combustion est moins « propre »). Par ailleurs, en plus des tourteaux (qu'elle génère en plus faibles quantités que les autres huiles), l'huile de palme forme un coproduit, issu du noyau, appelé « huile de palmiste ».

Produits utilisés pour 1 kg d'huile	Tournesol	Palme
Gaz naturel (MJ)	1,9	-
Acide phosphorique (mg)	955	193
Graines / fruits (kg)	2,44	3,83
Tourteaux (kg)	1,3	0,13
Huile de palmiste (kg)	-	0,12
Hexane (g)	2	3

TABLEAU 52– produits utilisés pour l'extraction de l'huile

L'extraction produit à la fois de l'huile et des tourteaux. Il est donc nécessaire de réaliser une allocation pour ne conserver que les impacts associés à la production de l'huile. Conformément aux recommandations de l'Ademe [80], la méthode retenue est l'allocation énergétique entre huile et tourteaux. Néanmoins, cette allocation ayant une forte influence sur les résultats, une analyse de sensibilité sera menée en utilisant l'allocation massique et l'allocation économique. En effet, les facteurs sont très différents selon l'allocation retenue, favorable à l'huile dans le cas de l'allocation massique et défavorable dans le cas de l'allocation économique). Les facteurs d'allocations énergétique et massique sont basés sur les propriétés physiques des composés. L'allocation économique, basée sur les valeurs de coûts telles que définies par la base ecoinvent et est donnée à titre indicatif pour illustrer l'influence de l'allocation des coproduits. Les différentes valeurs sont présentées dans le tableau 53 ci-dessous. On peut ainsi constater que l'allocation énergétique permet d'obtenir un compromis entre la pondération massique et la pondération économique. Toutefois, cette allocation des coproduits constitue ici un point méthodologique complexe dont le choix comporte nécessairement une part d'arbitraire (la relation physique liant tourteaux et huile étant ténue et les prix des tourteaux étant complexes et volatils) qui peut être discutée.

Ressource	All. énergétique	All. massique	All. économique
Colza	60,5%	41,6%	74,3%
Tournesol	62,1%	43,3%	74,3%
Palme	93,8	88,1	-

TABLEAU 53 – facteurs d'allocation entre les différentes ressources

L'huile est ensuite transportée vers l'usine de transestérification. En fonction de l'huile, les distances d'acheminement varient. Dans le cas des huiles produites en Europe (colza et tournesol), la transestérification a lieu au même endroit que la production de l'huile. L'huile de palme importée est acheminée par bateau sur une distance de 10 000 km.

8.2.3 Production du biodiesel et distribution

La fabrication du biodiesel consiste en la production d'un ester d'acide gras (EMAG) en faisant réagir de l'huile avec du méthanol. Le procédé est indépendant de l'huile utilisée (bien que cette dernière puisse influencer sur les caractéristiques du biodiesel obtenu). La réaction est effectuée en présence de catalyseurs (bases et acides) tels que l'acide phosphorique, l'acide chlorhydrique, la potasse, la soude, etc. La chaleur

nécessaire à la réaction est apportée par une chaudière, alimentée en Europe par du gaz naturel. La transestérification forme du glycérol (appelé aussi « glycérine ») comme coproduit. Conformément aux recommandations de l'Ademe, une allocation par prorata énergétique est effectuée pour allouer une part des impacts au glycérol (avec les mêmes mises en gardes que pour l'allocation des tourteaux, Cf. paragraphe précédent). La figure 84 présente la modélisation de la transestérification sous GaBi. Une fois produit, le biodiesel est distribué selon les mêmes modalités que les carburants fossiles liquides.

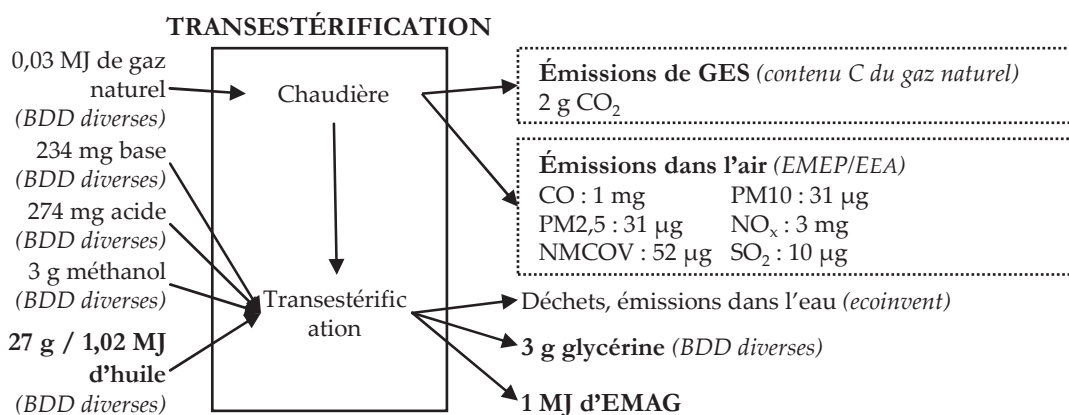


FIGURE 84 – modélisation de la transestérification

8.3 Résultats

Le tableau 54 présente les impacts pour 1 MJ de biodiesel pur distribué jusqu'à la station service en UE-27 et produit à partir de trois ressources différentes : le colza, le tournesol et la palme malaise. Les périmètres sont identiques, c'est-à-dire de la production à la distribution. Le changement d'affectation des sols n'est pas pris en compte. L'ADP ressources, dont les résultats ne sont pas significatifs, n'est pas rapporté ici. Les carburants présentent des différences significatives dans leurs impacts qui s'expliquent lorsque l'on étudie plus en détails les étapes et émissions responsables.

Impact pour 1 MJ	Colza (1 MJ)	Tournesol (1 MJ)	Palme (1 MJ)
ADP énergies – CML 2001 (MJ)	0,37	0,27	0,35
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	43	25	28
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	566	242	352
FWEP – ReCiPe 2008 (mg P-éq.)	4	1	4
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	447	1 700	264
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	199	126	215
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	28	24	49
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	114	55	98

TABLEAU 54 – bilan WtT du biodiesel (1 MJ)

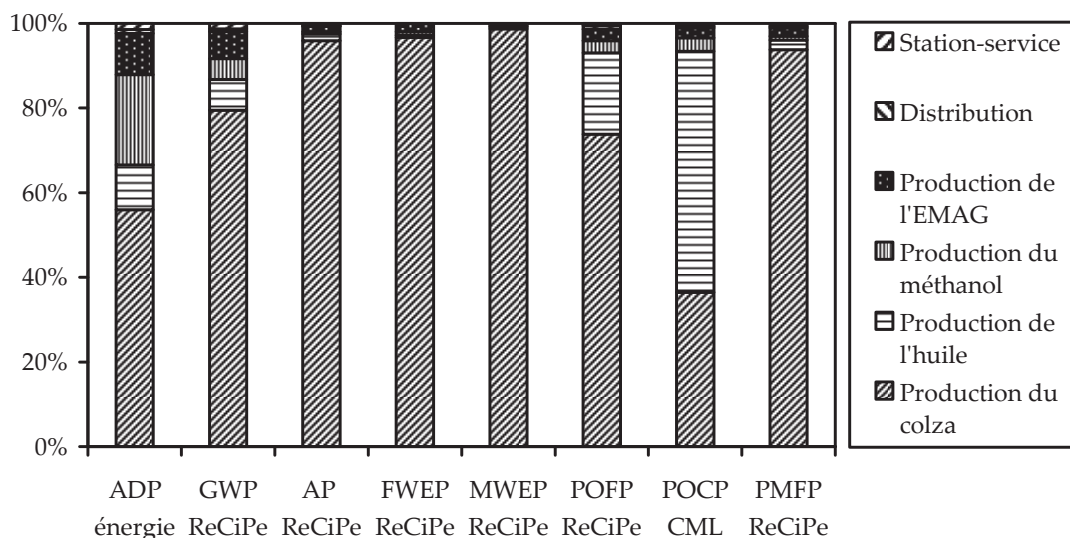


FIGURE 85 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu du colza

La figure 85 présente la répartition par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu du colza. Pour la majorité des impacts, la phase agricole (production du colza) est la plus significative. Ainsi, elle est responsable de plus de la moitié de l'ADP du fait de la production des engrais et de la consommation des machines agricoles. Par ailleurs, elle représente près de 75% du GWP, ce dernier étant fortement lié aux émissions de N₂O (60%). L'acidification (AP) est aussi très liée à la phase agricole, en particulier à cause des émissions de NH₃ (67%), liées à l'épandage des engrais. Les NO_x et le SO₂ liés aux émissions des machines agricoles représentent le reste de l'acidification. Contrairement aux systèmes précédemment étudiés, l'eutrophisation marine est liée aux émissions aquatiques, en particulier les nitrates (88%), les NO_x (10%) et le NH₃ (2%) représentant la faible part restante. L'eutrophisation limnique est, de manière évidente, liée aux émissions de phosphore et phosphates, qui sont causées par l'épandage des engrais. L'ozone photochimique (POFP et POCP) est à la fois lié aux émissions de NO_x de la phase agricole et aux émissions d'hexane (majoritaires pour le POCP) qui se produisent lors de l'utilisation de ce dernier pour l'extraction de l'huile. Enfin, la pollution particulaire (PMFP), est liée à la phase agricole du fait des émissions de NH₃ (39%) et des polluants atmosphériques émis par les machines agricoles, les particules primaires ne causant que 17% de l'impact.

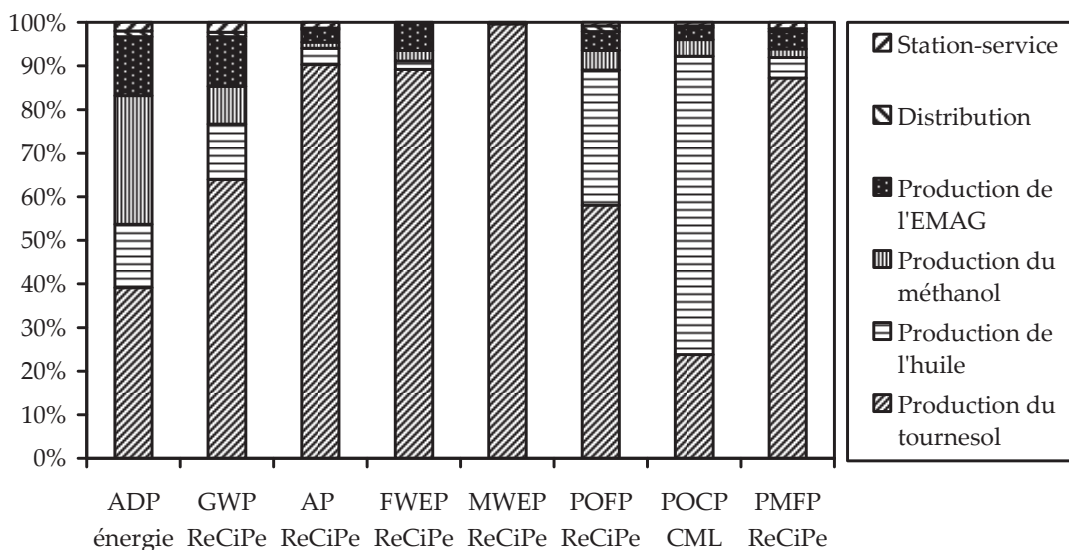


FIGURE 86 – impacts par étapes de la production d’1 MJ de biodiesel issu du tournesol

Pour le tournesol (Cf. figure 86), les contributions des différentes étapes aux huit impacts environnementaux sont globalement identiques à celles du biodiesel issu du colza, la phase agricole étant la plus significative. L’ozone photochimique (POCP) est encore plus lié aux émissions d’hexane par l’huilerie que dans le cas du colza, principalement parce que les émissions de l’huilerie sont identiques alors que les émissions de la phase agricole sont moindres pour le tournesol. Ces émissions sont plus faibles, grâce à l’utilisation moins importante de produits phytosanitaires de synthèse et le recours à une agriculture moins mécanisée, ce que confirme l’indicateur ADP pour lequel la phase agricole ne représente « que » 39% des impacts, contre 55% pour le colza.

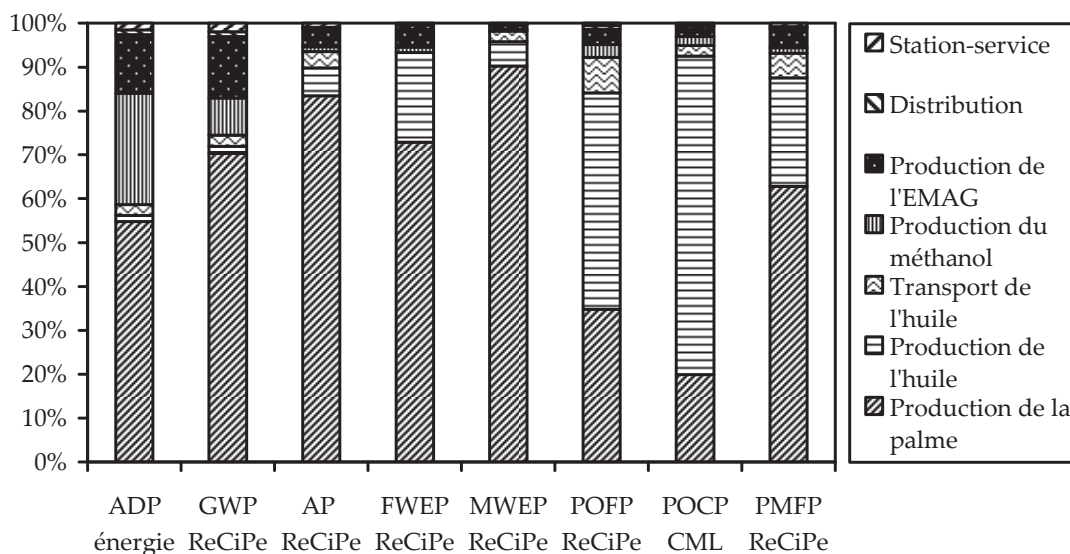


FIGURE 87 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu de la palme

Le transport de l'huile de palme à l'usine de transestérification est significatif (Cf. figure 87), du fait des distances parcourues par les bateaux pour acheminer l'huile en Europe. Contrairement aux autres ressources, l'huilerie émet peu de GES car elle est alimentée en énergie par les coques des fruits de la palme. Elle possède néanmoins un impact plus important pour l'eutrophisation du fait des résidus de traitement des coques de fruits (effluents liquides) et pour le POCP, POFP et PMFP à cause des émissions polluantes plus importantes liées à la combustion de la biomasse par rapport au gaz naturel employé en Europe.

8.4 Robustesse

Le manque de données ne permet pas d'effectuer une analyse de Monte Carlo sur toutes les ressources étudiées. Par conséquent, les incertitudes et la variabilité sont calculées uniquement sur le biodiesel issu du colza (70% du biodiesel utilisé en Europe). Les paramètres critiques permettant le calcul sont liés aux émissions (dans l'eau et dans l'air) et aux efficacités de production (de la ressource, de l'huile et du biodiesel). La figure 88 présente les résultats de l'analyse de robustesse du biodiesel de colza. Chaque impact est rapporté en base 100 et les barres représentent le premier et le neuvième décile issus de l'analyse de Monte-Carlo (les minima et maxima ne sont pas représentés du fait des limitations du module GaBi 4 d'analyse de Monte-Carlo). On peut ainsi constater que la dispersion des données est très importante, en particulier pour l'eutrophisation. Les données de la littérature utilisées présentent en effet de grandes variations et les incertitudes associées sont donc très fortes. Les données issues de l'étude JEC se situent dans la fourchette basse des résultats. L'ADP et le GWP obtenus avec ecoinvent sont significativement plus élevés que les résultats du fait d'une plus grande mécanisation et d'un usage plus important d'engrais, résultant de plus en des émissions de N₂O plus élevées. Par ailleurs, la figure 88 illustre aussi les effets du choix de la méthode d'allocation des coproduits. Ainsi, l'allocation au prorata

économique (---) ne change pas significativement les résultats obtenus. *A contrario*, l'allocation par prorata massique (---) diminue fortement les impacts du biodiesel et apparaît artificiellement favorable. Le choix de l'allocation énergétique permet donc d'obtenir un compromis entre les différents types d'allocation, le prorata économique se situant dans la marge d'incertitude.

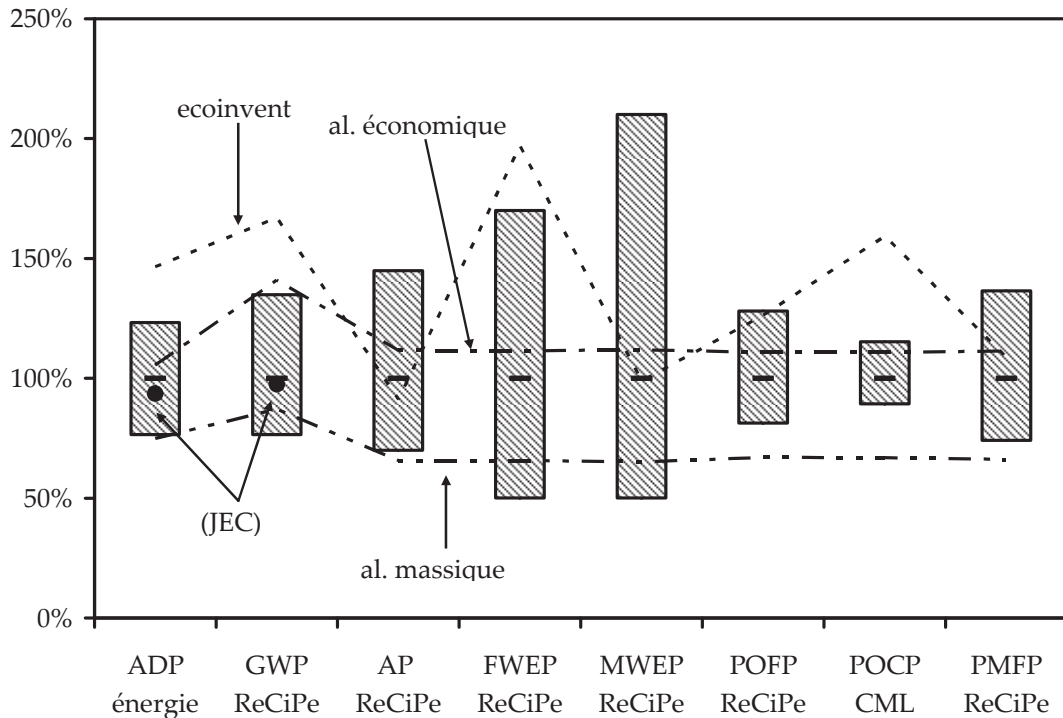


FIGURE 88 – sensibilité, incertitudes et variabilité des impacts WtT du biodiesel issu du colza

Dans le cas de la palme, il apparaît indispensable de tenir des effets éventuels du CAS. Ces effets sont difficilement modélisables, en particulier parce qu'ils dépendent fortement du type de sol remplacé et de l'horizon de temps considéré. En outre, s'il est possible de les estimer pour les émissions de GES, il est complexe de déterminer les effets en termes de capacité à recevoir des polluants et à abriter de la biodiversité. Néanmoins, en reprenant les valeurs données par ecoinvent, il est possible, de manière simplifiée, d'apprécier les effets du CAS sur le GWP. Ainsi, le GWP de la palme progresse de 28 g CO₂-éq.·MJ⁻¹ à 51 g CO₂-éq.·MJ⁻¹.

9 L'éthanol

9.1 Définitions et frontières du système

L'éthanol est issu de la fermentation par des levures du sucre contenu dans certaines plantes. En Europe, trois espèces sont particulièrement utilisées : le blé, la betterave et la canne à sucre (importée du Brésil). Le liquide obtenu est ensuite distillé afin d'être concentré, une première fois à 95% puis une seconde fois à 99,7%. L'éthanol obtenu est alors dénommé « anhydre » et peut être utilisé comme carburant. Il n'est jamais utilisé

sous forme pure et peut être mélangé dans des proportions pouvant atteindre 85% volumiques en Europe. Par ailleurs, lorsqu'il est incorporé en faibles quantités, il peut préalablement être transformé en ETBE. Comme dans le cas du biodiesel, on étudiera ici le carburant sous sa forme pure. La figure 89 rappelle les principales étapes de production de l'éthanol :



FIGURE 89 – schéma synoptique de la production de l'éthanol

Carburant	UF	Infrastructures	Utilisable par
Éthanol, blé	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule à allumage commandé, en mélange avec l'essence
Éthanol, betterave	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule à allumage commandé, en mélange avec l'essence
Éthanol, canne	1 MJ, station service	Nég.	Véhicule à allumage commandé, en mélange avec l'essence

TABLEAU 55 – unité fonctionnelle et périmètre WtT de l'éthanol

9.2 Inventaire de cycle de vie

9.2.1 Production des ressources agricoles

Cette étape est modélisée de façon identique à la production des ressources oléagineuses pour le biodiesel. Il s'agit en effet ici d'apporter des engrais, des pesticides et des graines et de fournir le travail agricole nécessaire pour produire une quantité de biomasse donnée. Les émissions polluantes sont de même nature que pour le biodiesel, c'est-à-dire : du NH₃, du NO₂, des NO_x, des COV et des PM dans l'air et des nitrates, phosphates, pesticides, métaux et phosphore dans l'eau. Seules les quantités et la nature des composés utilisés varient entre les différentes cultures. Les quantités utilisées sont les suivantes :

Produits utilisés pour 1 kg de biomasse utile	Blé	Betterave	Canne
Nitrate d'ammonium (g N-éq.)	14	0,8	0,1
Sulfate d'ammonium (g N-éq.)	0,7	0,1	0,1
CAN (g N-éq.)	8	0,4	-
Phosphate de di-ammonium (g N-éq.)	-	0,1	0,2
Urée (g N-éq.)	-	0,3	0,4
Superphosphate simple (g P ₂ O ₅ -éq.)	-	-	0,1
Triple superphosphate (g P ₂ O ₅ -éq.)	9	0,4	< 0,1
Roche phosphatée (g P ₂ O ₅ -éq.)	-	0,2	< 0,1
Phosphate de di-ammonium (g P ₂ O ₅ -éq.)	-	0,2	0,2
Chlorure de potassium (g K ₂ O-éq.)	7	0,1	1,2
Nitrate de potassium (g K ₂ O-éq.)	-	-	< 0,1
Sulfate de potassium (g K ₂ O-éq.)	-	-	< 0,1
Pesticides (mg)	389	51	51
Consommation de diesel par les machines (MJ)	0,93	0,08	0,4

TABLEAU 56 - utilisation de produits phytosanitaires et consommation de diesel pour la production d'1 kg de plantes sucrées et amylacées

Les travaux agricoles nécessaires à la production de la ressource se répartissent de la manière suivante (les quantités sont issues de la littérature mais la répartition provient d'ecoinvent) :

Travail agricole (kJ gazole.kg ⁻¹ biomasse utile)	Blé	Betterave	Canne
Pulvérisation des phytosanitaires	45	4	11
Récolte	248	49	85
Dispersion des engrais	110	10	14
Binage	-	3	-
Plantation	-	-	48
Semis	29	2	-
Épandage du lisier	-	2	161
Labour et hersage, herse rotative	68	-	-
Labour et hersage, herse à dent	14	4	94
Labour, charrue	70	12	18
Tracteurs et autres	4	2	509
Labour, ciselure	34	-	-
Labour, « fabrication des bottes »	13	-	-

TABLEAU 57 – travaux agricoles et consommations de gazole associées à la production des ressources agricoles pour la fabrication d'éthanol

Les émissions atmosphériques et aquatiques sont calculées de manière similaire à celles associées à la production des oléagineux. Ces émissions sont présentées dans le tableau 58 ci-dessous.

Émissions pour 1 kg	Blé	Betterave	Canne
Protoxyde d'azote N ₂ O (mg)	446	34	17
Ammoniac NH ₃ (mg)	1 802	138	69
Oxydes d'azote NO _x (mg)	558	43	21
Composé organiques volatils COV (mg)	<1	<1	<1
Particules PM ₁₀ (mg)	<1	<1	<1
Nitrates NO ₃ ⁻ (mg)	27 364	866	519
Phosphore + phosphates (mg P)	39	3	3
Pesticides (mg)	282	39	37

TABLEAU 58 – émissions liées à l'emploi de phytosanitaires et engrais pour la production des plantes amylicées et sucrées

9.2.2 Production de l'éthanol

La production de l'éthanol s'effectue en deux étapes : une première étape permet de fermenter la biomasse afin d'obtenir un « jus » tirant quelques degrés. La fermentation, réaction auto-inhibitrice au dessus d'un certain taux d'alcool dans le milieu, ne peut produire de l'éthanol dans des concentrations permettant l'utilisation de ce dernier comme carburant. Il est donc nécessaire de distiller le jus obtenu afin d'obtenir de l'éthanol à 95% puis d'utiliser un tamis moléculaire afin d'obtenir de l'éthanol anhydre (99,7%) qui peut être utilisé comme carburant. La production de l'éthanol nécessite des acides (généralement sulfurique) et bases (ammoniac et soude) pour la fermentation ainsi que de l'énergie, apportée sous forme d'électricité et à l'aide d'une chaudière. La production de l'éthanol s'accompagne de la production de plusieurs coproduits, selon la ressource utilisée. La fermentation du blé permet ainsi de récupérer des drèches, qui peuvent être valorisées en alimentation animale. Elles peuvent donc être vendues et une allocation des impacts au prorata énergétique doit être effectuée [80] pour tenir compte de leur production. Dans le cas de la betterave, des vinasses et pulpes sont générées. Une fois déshydratées ou méthanisées, elles peuvent servir à alimenter directement la chaudière de l'installation de production d'éthanol ce qui permet de réduire la consommation d'électricité et de gaz naturel. Enfin, la canne à sucre produit de la bagasse qui peut aussi être utilisée comme combustible par l'installation et le contenu énergétique de la bagasse est tel que l'installation d'éthanol devient exportatrice nette d'énergie. Il est donc nécessaire de procéder à une allocation des impacts, soit par substitution soustractive, soit au prorata énergétique. La figure 90 schématise la production de l'éthanol. Le tableau 59 présente les valeurs utilisées selon la ressource considérée.

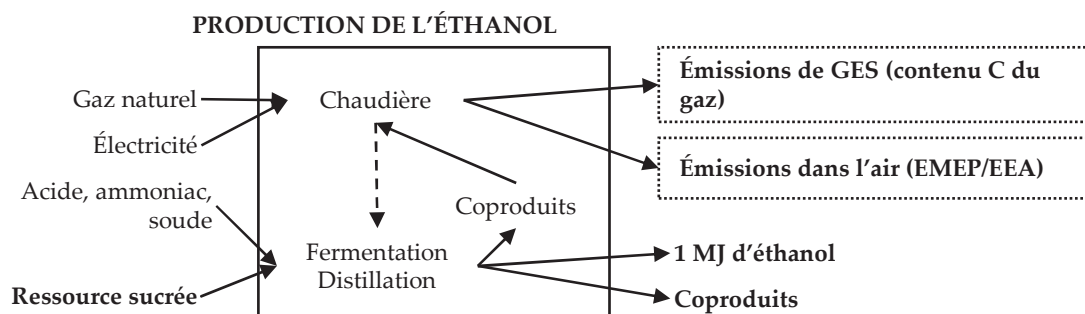


FIGURE 90 – modélisation de la production de l'éthanol (fermentation et distillation)

Impact pour 1 MJ	Blé (1 MJ)	Betterave (1 MJ)	Canne (1 MJ)
Gaz naturel (MJ)	0,33	0,05	-
Chaleur cogénérée (MJ)	-	0,10	0,31
Électricité (MJ)	0,04	0,03	-
Électricité cogénérée (MJ)	-	-	0,02
Ressource agricole (g)	119 g	362 g	531 g

TABLEAU 59 – consommations de la production d'éthanol

9.3 Résultats

Le tableau 60 présente les impacts environnementaux associés à la production d'1 MJ d'éthanol distribué jusqu'à la station service en UE-27 en fonction de la ressource employée : blé, betterave ou canne importée.

Impact pour 1 MJ	Blé (1 MJ)	Betterave (1 MJ)	Canne (1 MJ)
ADP énergie (MJ)	0,40	0,25	0,10
GWP (g CO ₂ -éq.)	49	28	11
AP (mg SO ₂ -éq.)	490	279	204
FWEP (mg P-éq.)	4	2	3
MWEP (mg N-éq.)	532	121	121
POFP (mg NMVOC-éq.)	177	136	155
POCP (mg C ₂ H ₄ -éq.)	15	19	12
PMFP (mg PM ₁₀ -éq.)	103	68	68

TABLEAU 60 – bilan WtT de l'éthanol (1 MJ)

La figure 91 met en évidence les étapes ayant un impact significatif dans la production de l'éthanol issu du blé. L'énergie consommée (ADP énergie) est principalement liée à la fabrication des engrais (issus du gaz naturel), des machines agricoles et de la distillation. Cette dernière représente ainsi plus de la moitié des impacts et est liée à une forte consommation de gaz naturel afin d'obtenir les températures nécessaires à la distillation. En outre, cette forte consommation de gaz s'accompagne d'importantes émissions de GES puisque la distillation représente près de la moitié du GWP, le reste étant lié à la phase agricole.

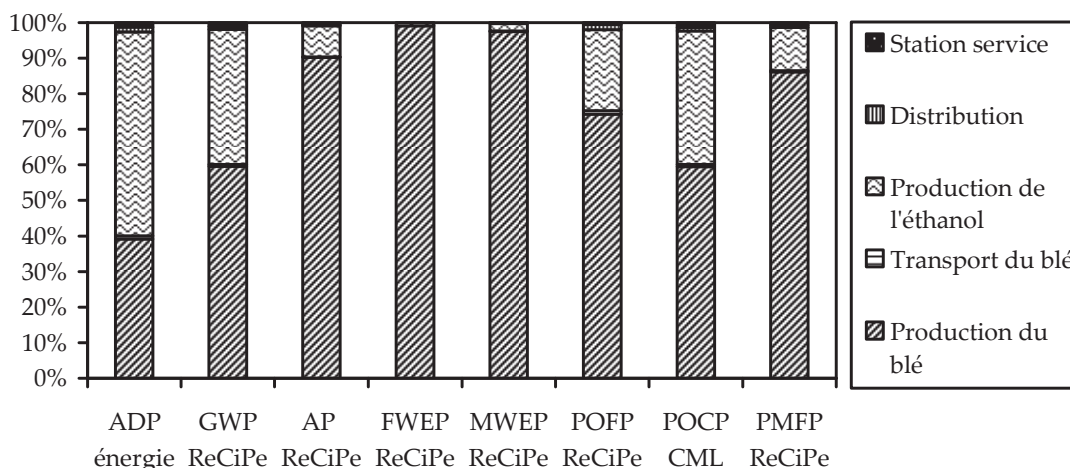


FIGURE 91 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'éthanol issu du blé

La figure 92 montre la part de chaque étape pour les impacts liés à la production d'1 MJ d'éthanol issu de la betterave. L'impact de la distillation apparaît plus important que pour l'éthanol de blé pour deux raisons : les impacts non globaux (FWEP, POFP, POCP et PMFP) sont effectivement plus élevés car la distillation de la betterave utilise de la chaleur issue de la combustion de la biomasse (les vinasses) et cette combustion émet plus de polluants que celle du gaz naturel. Elle est cependant moins émettrice de CO₂ fossile. De plus, les impacts de la production de la betterave étant plus faibles que ceux du blé, la distillation apparaît relativement plus impactante. L'impact plus faible de la production de la betterave est lié à l'usage plus modéré d'engrais que pour le blé et au rendement en sucre, et donc en éthanol, plus élevé de la betterave, ce qui limite les impacts rapportés à la quantité d'éthanol produite.

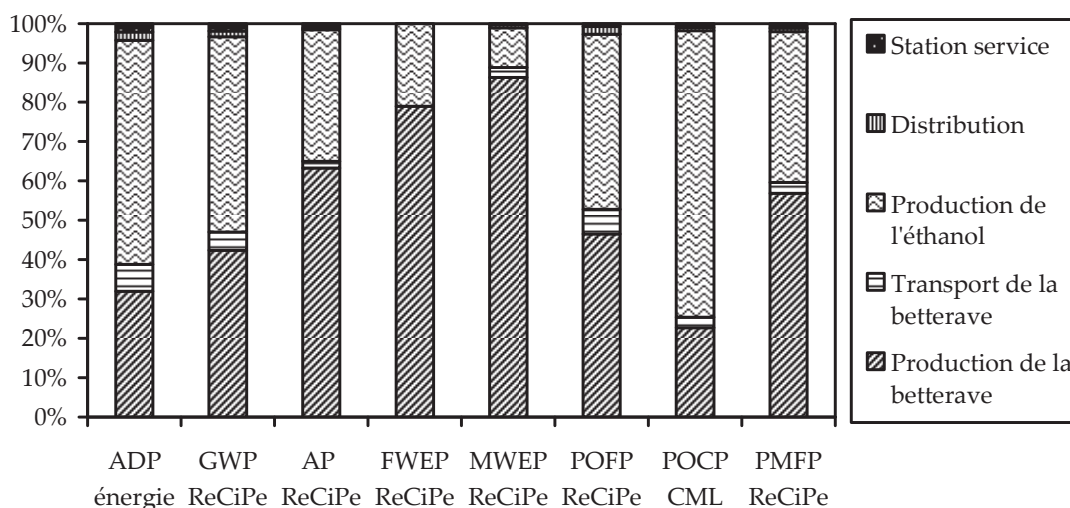


FIGURE 92 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'éthanol issu de la betterave

La figure 93 présente la répartition des impacts selon les étapes de la production d'éthanol issu de la canne à sucre. On peut ainsi constater que la phase agricole possède des impacts moindres que la culture du blé, ce qui s'explique par les effets

cumulés de la moindre utilisation d’engrais, de la moindre mécanisation et du rendement plus élevé de la canne à sucre, ce qui diminue les impacts rapportés à la quantité de canne produite. On observe aussi les faibles émissions de GES de la distillation de l’éthanol, lié à l’utilisation massive de la bagasse issue de la canne à sucre. Néanmoins, cette utilisation massive de biomasse (la distillerie est productrice nette d’énergie) a une influence sur les émissions polluantes de la distillerie qui sont supérieures à celles utilisant le gaz naturel. Le transport de l’éthanol, du Brésil vers l’UE, présente un impact significatif (10 000 km parcourus).

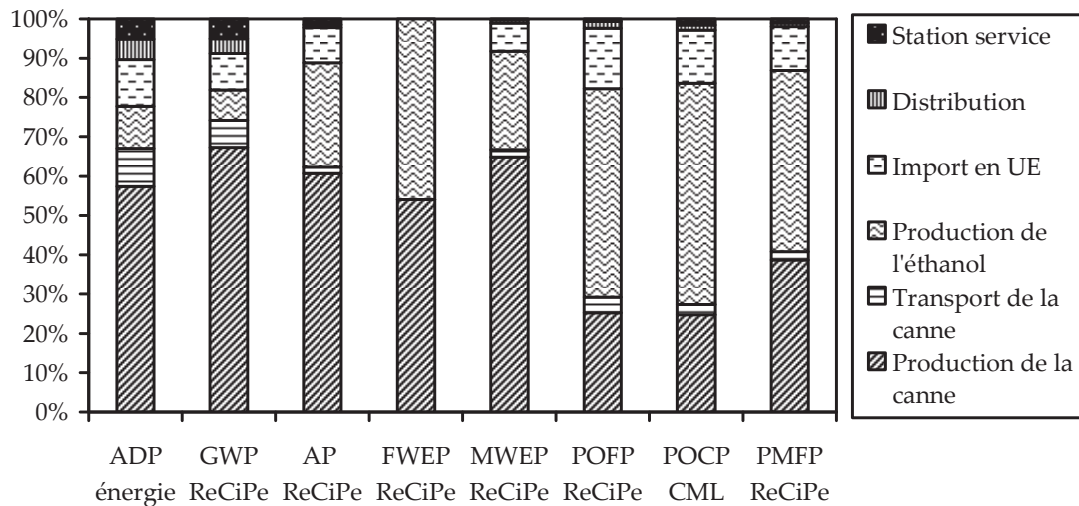


FIGURE 93 – impacts par étapes de la production d’1 MJ d’éthanol issu de la canne à sucre

9.4 Robustesse

Les figures 94, 95 et 96 montrent les incertitudes et la variabilité associées à la production d’éthanol issu respectivement du blé, de la betterave et de la canne à sucre. Chaque impact est rapporté en base 100 du fait des différences d’unités et les barres autour des résultats correspondent au premier et au neuvième décile, déterminés à l’aide d’une analyse de Monte-Carlo sur les différents paramètres sensibles (les minima et maxima ne sont pas représentés à cause de limitations du module d’analyse de Monte-Carlo de GaBi 4). Comparativement aux énergies fossiles, les incertitudes sur de nombreux impacts sont élevées, en particulier l’eutrophisation. Elles sont liées aux grandes différences entre les valeurs d’émissions que l’on peut trouver dans la littérature. Par ailleurs, les données sont mises en regard des valeurs définies par l’étude JRC/EUCAR/CONCAWE. Dans le cas du blé et de la betterave, les résultats sont proches. En revanche, ils sont éloignés pour la canne à sucre, en particulier du fait de la différence dans la prise en compte de la production de chaleur et d’électricité par la distillerie. Concernant l’éthanol de blé, l’allocation des coproduits de fermentation possède une influence très forte sur les résultats. En effet, l’allocation par prorata massique (---) augmente les impacts de 41% à 66%, en dehors des incertitudes calculées par l’analyse de Monte-Carlo. La figure 95 permet de surcroît de voir dans quelle mesure les résultats obtenus pour l’éthanol de betterave sont plus ou moins

éloignés des valeurs issues d'ecoinvent. Les GES émis sont plus importants avec ecoinvent car les émissions de N₂O considérées sont plus élevées. Par ailleurs, le N₂O impacte aussi l'eutrophisation aquatique marine (MWEP) du fait de son contenu en azote. Enfin, le POCP calculé avec ecoinvent est plus faible que les résultats obtenus car les émissions d'hexane de la distillerie sont moins élevées. La figure 96 permet de comparer les données issues d'ecoinvent avec les résultats obtenus sur l'éthanol issu de la canne à sucre. En dehors du GWP, les impacts calculés avec ecoinvent se situent dans les marges d'incertitude déterminées avec l'analyse de Monte-Carlo. Le GWP est plus élevé avec ecoinvent pour la même raison que pour la betterave du fait des émissions de N₂O plus élevées. Par ailleurs, un changement dans l'allocation des impacts (allocation par substitution soustractive) liés à la production conjointe d'électricité en utilisant la bagasse fait peu varier les impacts, en dehors du GWP. Pour la canne, contrairement à la palme, aucune analyse de sensibilité n'est effectuée sur le CAS. Elle est en effet cultivée au sud du Brésil ou sur des terres défrichées pour l'élevage ou la culture du soja et la prise en compte du CAS n'aurait pas de sens ici.

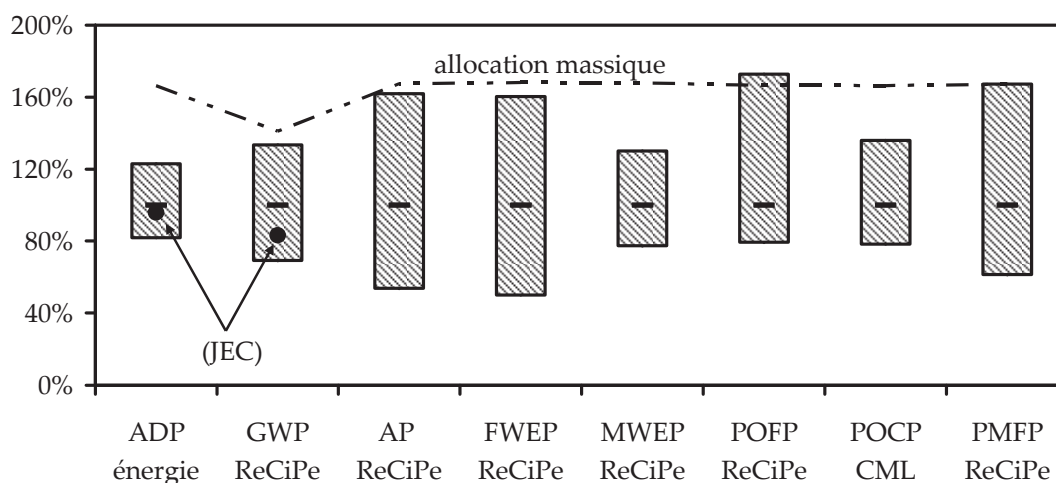


FIGURE 94 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir du blé

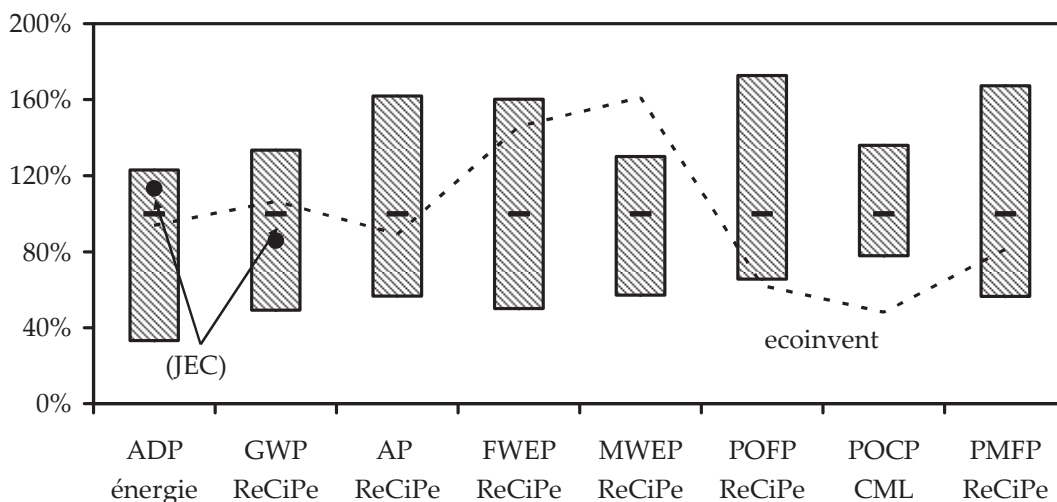


FIGURE 95 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir de la betterave

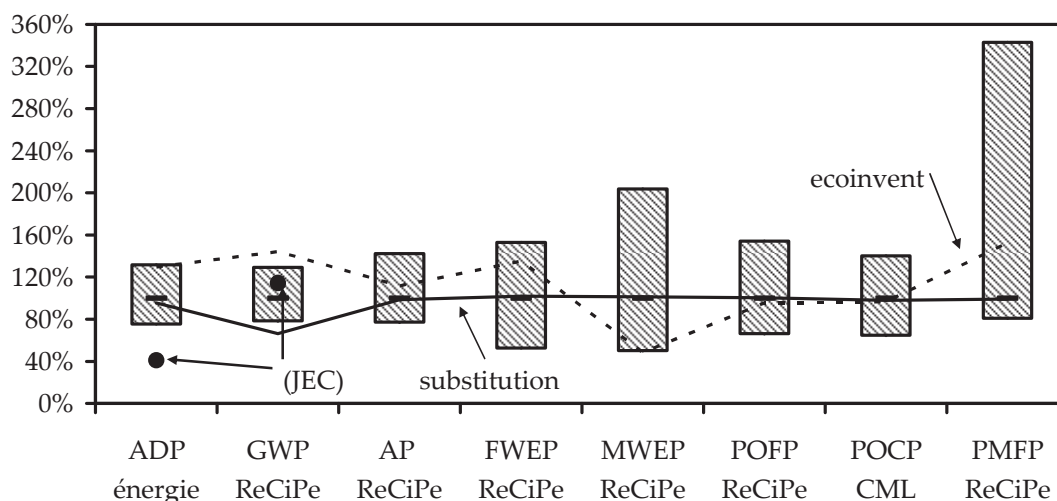


FIGURE 96 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir de la canne à sucre

10 Bilan

Le tableau 61 (page suivante) récapitule les résultats obtenus pour toutes les filières énergétiques étudiées et pour chacun des impacts environnementaux retenus. Ces résultats ne doivent pas être comparés directement entre eux car les énergies présentées ne sont pas toutes utilisées dans les mêmes véhicules. Il est ainsi possible d'effectuer uniquement les comparaisons suivantes :

- biodiesel : comparaisons selon les ressources agricoles utilisées ;
- éthanol : comparaisons selon les ressources agricoles utilisées ;
- électricité : comparaison selon la ressource employée.

Les résultats obtenus ici serviront de base aux comparaisons du puits à la roue effectuée dans le chapitre 9. Ils peuvent aussi servir à toute personne souhaitant effectuer des comparaisons entre énergies, à condition que leur soient adjoints les impacts de la phase d'utilisation des carburants.

Il est important de considérer avec précaution les analyses d'incertitudes obtenues à l'aide de l'outil d'analyse de Monte-Carlo intégré dans GaBi 4. En effet, outre ses limitations ne permettant pas de connaître les minima et maxima, il ne permet pas de prendre en compte le fait que certains paramètres d'incertitudes sont corrélés au sein d'un même système et entre les différents systèmes étudiés. Les incertitudes obtenues sont donc très certainement maximisées, sans qu'il soit possible de savoir dans quelle mesure.

Impact	ADP mg Sb ^{eq}	ADP MJ	GWP g CO ₂ ^{eq}	AP g SO ₂ ^{eq}	FEWP mg P ^{eq}
Unité					
Essence	< 0,1	1,16 (1,13 - 1,20)	15 (12 - 18)	45 (38 - 65)	< 0,1
Gazole	< 0,1	1,19 (1,15 - 1,23)	20 (17 - 24)	48 (42 - 72)	< 0,1
Electricité, houille	< 0,1	3,38 (2,86 - 4,06)	284 (236 - 337)	729 (507 - 1 137)	< 0,1
Electricité, lignite	< 0,1	4,51 (4,03 - 5,37)	422 (352 - 510)	847 (508 - 1 218)	< 0,1
Electricité, gaz nat.	< 0,1	2,27 (2,02 - 2,63)	160 (141 - 183)	168 (112 - 257)	< 0,1
Electricité, éolien	< 0,1	0,04 (0,03 - 0,04)	3 (2 - 3)	12 (10 - 14)	< 0,1
Electricité, mono-Si	2 (2 - 3)	0,26 (0,12 - 0,40)	25 (9 - 38)	236 (59 - 354)	< 0,1
Electricité, multi-Si	2 (2 - 3)	0,22 (0,09 - 0,33)	20 (8 - 31)	193 (48 - 289)	< 0,1
Electricité, CdTe	12 (9 - 18)	0,14 (0,06 - 0,20)	12 (5 - 19)	117 (29 - 175)	< 0,1
Electricité, PV UE	3 (3 - 5)	0,23 (0,09 - 0,34)	21 (8 - 32)	199 (50 - 299)	< 0,1
EMAG, colza	< 0,1	0,37 (0,29 - 0,46)	43 (33 - 58)	566 (396 - 821)	4 (1 - 8)
EMAG, tournesol	< 0,1	0,27 (0,22 - 0,34)	25 (19 - 33)	242 (169 - 351)	1 (< 1 - 2)
EMAG, palme	< 0,1	0,35 (0,27 - 0,44)	28 (21 - 38)	352 (246 - 511)	3 (1 - 6)
EMAG, UE	< 0,1	0,36 (0,20 - 0,40)	38 (23 - 41)	491 (277 - 574)	4 (1 - 5)
Ethanol, blé	< 0,1	0,40 (0,33 - 0,49)	49 (34 - 66)	490 (263 - 793)	4 (1 - 6)
Ethanol, betterave	< 0,1	0,25 (0,08 - 0,37)	28 (14 - 40)	279 (158 - 439)	2 (1 - 4)
Ethanol, canne	< 0,1	0,10 (0,07 - 0,13)	11 (8 - 14)	204 (157 - 289)	3 (2 - 4)
Ethanol, UE	< 0,1	0,29 (0,20 - 0,37)	34 (22 - 46)	363 (208 - 570)	3 (1 - 5)
Impact	MWEP	POFP	POCP	PMFP	
Unité	mg N ^{eq}	mg COV ^{eq}	mg CH ₄ ^{eq}	mg PM ₁₀ ^{eq}	
Essence	22 (15 - 30)	63 (43 - 84)	5 (4 - 7)	16 (13 - 22)	
Gazole	23 (16 - 31)	66 (49 - 86)	6 (5 - 8)	17 (14 - 24)	
Electricité, houille	357 (207 - 617)	926 (539 - 1 596)	55 (41 - 78)	273 (194 - 439)	
Electricité, lignite	463 (234 - 716)	1 197 (609 - 1850)	55 (33 - 81)	328 (230 - 467)	
Electricité, gaz nat.	107 (68 - 169)	327 (220 - 477)	28 (23 - 33)	68 (45 - 103)	
Electricité, éolien	2 (2 - 3)	8 (7 - 10)	2 (2 - 2)	9 (8 - 12)	
Electricité, mono-Si	34 (12 - 51)	89 (28 - 133)	16 (5 - 23)	81 (20 - 121)	
Electricité, multi-Si	29 (10 - 43)	74 (24 - 112)	13 (4 - 20)	67 (17 - 101)	
Electricité, CdTe	17 (6 - 26)	48 (15 - 72)	8 (3 - 13)	40 (10 - 60)	
Electricité, PV UE	29 (10 - 44)	76 (24 - 115)	13 (4 - 20)	69 (2 - 103)	
EMAG, colza	447 (220 - 1 104)	199 (162 - 255)	28 (25 - 33)	114 (84 - 155)	
EMAG, tournesol	1 696 (835 - 4139)	126 (103 - 161)	24 (21 - 28)	56 (41 - 76)	
EMAG, palme	264 (130 - 652)	215 (175 - 276)	49 (44 - 58)	98 (72 - 133)	
EMAG, UE	535 (263 - 1321)	195 (159 - 250)	32 (29 - 38)	105 (77 - 143)	
Ethanol, blé	532 (412 - 693)	177 (140 - 306)	15 (11 - 20)	103 (63 - 172)	
Ethanol, betterave	121 (69 - 184)	136 (88 - 219)	19 (15 - 24)	68 (38 - 126)	
Ethanol, canne	121 (60 - 247)	155 (102 - 239)	12 (8 - 17)	68 (55 - 234)	
Ethanol, UE	318 (220 - 440)	160 (117 - 270)	15 (12 - 20)	85 (54 - 170)	

TABLEAU 61 – bilan des impacts environnementaux WtT des énergies étudiées

Chapitre 6 Bilans du réservoir à la roue

UNE ACV de carburant est généralement séparée en deux étapes : le bilan du puits au réservoir (WtT, well to tank) et du réservoir à la roue (TtW, tank to wheels). Les bilans WtT font l'objet du chapitre 4 et l'on s'attache ici à développer les bilans TtW qui correspondent à la phase d'utilisation du véhicule retenu dont la modélisation doit répondre à deux problématiques : comment choisir un véhicule qui réponde de manière adaptée à l'unité fonctionnelle (UF) de l'étude et, une fois ce véhicule retenu, comment prendre en compte ses émissions.

Ce chapitre s'articule en trois parties. Dans un premier temps, il présente les généralités et spécificités des véhicules à allumage commandé, à allumage par compression et électriques. Les problématiques liées à la mesure des émissions polluantes et des consommations de carburant sont ensuite brièvement abordées. Puis, une analyse de la gamme Renault commercialisée en 2008 permet d'établir des tendances et d'écartier l'utilisation d'un nombre restreint de véhicules pour représenter la phase TtW. Par conséquent, la partie suivante est consacrée à la construction de véhicules types utilisant les normes Euro et les émissions issues du logiciel COPERT pour effectuer leur analyse de sensibilité. Enfin, une dernière section est s'attache à la définition de véhicules représentatifs de la flotte circulant en Europe afin de disposer d'une référence à laquelle comparer les résultats.

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans le journal « the International Journal of Life Cycle Assessment » [209] ainsi qu'une présentation au congrès « 5th conference on Society and Materials » [210].

1 La traction automobile

1.1 Généralités sur le moteur à combustion interne

Le moteur à combustion interne a progressivement supplanté la machine à vapeur durant le vingtième siècle. On le nomme « à combustion interne » par opposition à la machine à vapeur où la combustion s'effectuait dans une chaudière située en dehors du moteur. Actuellement, l'automobile utilise presque uniquement le moteur à quatre temps, basé sur le cycle de Beau de Rochas, illustré par la figure 97. Comme son nom l'indique, le moteur fonctionne en quatre étapes. L'admission est le nom donné au premier temps (1) : la soupape d'admission s'ouvre alors que le piston descend. En descendant, ce dernier aspire l'air et le carburant dans le cylindre. Dans le cas de l'injection indirecte (qui est utilisée dans la majorité des véhicules essence), l'air et l'essence sont mélangés en amont. Pour l'injection directe (utilisée dans les moteurs Diesel modernes et par certains moteurs à essence), l'air est aspiré par la soupape et le carburant est injecté séparément dans le cylindre. Une fois le piston en bas, il reprend sa course (entraîné par le vilebrequin) et remonte tandis que la soupape est refermée. En remontant, le piston comprime le mélange air + carburant : il s'agit de la seconde étape du cycle, dénommée « compression » (2). Lorsque le piston est remonté, le mélange s'enflamme, soit grâce à la production d'une étincelle par une bougie (allumage commandé, moteur essence), soit simplement à cause de la pression et de la température (allumage par auto-inflammation, moteur Diesel). En s'enflammant, le mélange se détend et repousse le piston qui redescend. Cette troisième étape, appelée « détente » (3), est la seule durant laquelle de l'énergie est libérée. Enfin, entraîné par le vilebrequin, le piston remonte et chasse les gaz d'échappement brûlés. La soupape d'échappement s'ouvre alors pour laisser s'échapper les gaz (4). Le vilebrequin permet de transformer le mouvement longitudinal du piston en un mouvement rotatif sur l'arbre principal qui, à travers les organes de transmission de puissance, permet de faire tourner les roues. Par ailleurs, les soupapes sont actionnées par des cames, situées sur un arbre secondaire (appelé « arbre à cames ») entraîné par l'arbre principal. Seule l'étape de détente produit de l'énergie, les autres étapes en consommant. Par conséquent, un apport d'énergie extérieur doit permettre de démarrer le cycle. Cet apport d'énergie est assuré par le démarreur (à l'origine une manivelle).

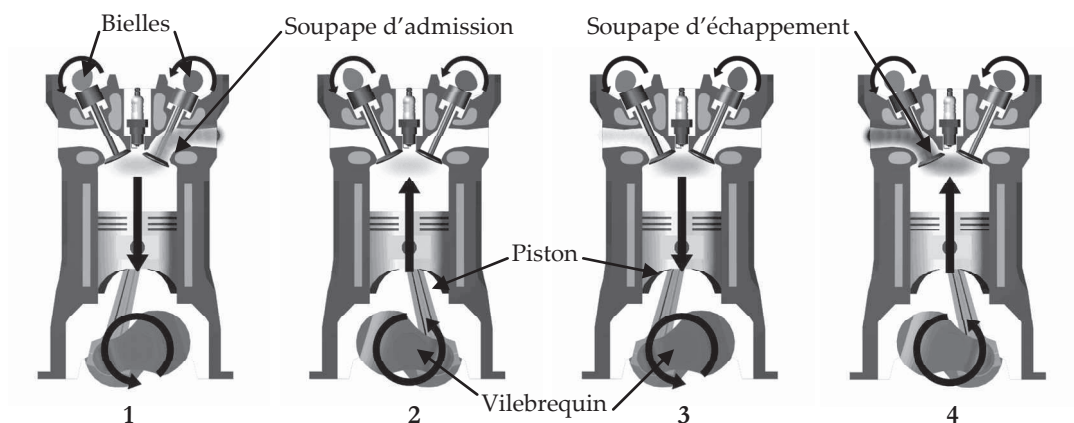


FIGURE 97 – schéma du cycle à quatre temps (d'après [211])

L'équation régissant la combustion du carburant dans le moteur est la suivante :



C_xH_y représente le carburant qui, sous sa forme pure, ne contient que du carbone et de l'hydrogène (d'où son nom). Dans le cas où la stœchiométrie est idéale (c'est-à-dire que x , y et z sont dans les bonnes proportions pour une combustion complète), la combustion ne rejette que de l'eau et du CO_2 . Si l'on ne considère pas le CO_2 et son effet sur le réchauffement climatique, le moteur à combustion est donc théoriquement non polluant. Or, le chapitre 1 décrit l'automobile comme une source majeure de différents types de pollution atmosphérique. Cela signifie donc que d'autres réactions ont lieu conjointement. Ces réactions parasites sont liées à quatre facteurs : les carburants utilisés ne sont pas des hydrocarbures purs, l'air contient d'autres composés que l'oxygène, la stœchiométrie de la réaction n'est pas parfaitement respectée ou les conditions de pression et de température ne permettent pas une combustion complète du carburant. De fait, les carburants utilisés peuvent contenir des impuretés dont les principales sont les métaux et le soufre. Lorsque le carburant brûle, le soufre qu'il contient est oxydé en SO_2 , qui est un gaz possédant un fort pouvoir acidifiant. Néanmoins, les quantités de soufre étant dorénavant limitées à 10 ppm dans l'essence et le gazole, le SO_2 est devenu un polluant minoritaire. Les métaux sont contenus en très faibles quantités. Ils présentent un impact toxique et écotoxique et seront donc étudiés dans le chapitre 7 sur l'utilisation de USEtox.

Le non-respect de la stœchiométrie (oxygène en défaut, moteur essence) de la réaction ou des conditions de combustion insuffisantes peuvent provoquer une combustion incomplète du carburant, source de trois polluants. Lorsque l'oxygène est en défaut, il n'est pas possible d'oxyder entièrement le carbone contenu dans le carburant. Par conséquent, du monoxyde de carbone (CO) peut se former à la place du dioxyde de carbone (CO_2). Par ailleurs, une température insuffisante ou un défaut plus important d'oxygène peuvent amener à la formation d'hydrocarbures imbrûlés. Ces hydrocarbures peuvent être de natures chimiques variées, selon la composition du carburant et l'oxydation plus ou moins poussée qu'ils subissent. De fait, il est plus correct de classer ces imbrûlés dans la catégorie des composés organiques volatils

(COV). Enfin, la combustion incomplète du gazole dans les moteurs Diesel peut former un type particulier de polluants, communément appelés « suies ». Ces suies sont formées de particules fines résultant de la combustion incomplète du carburant et présentant une composition chimique très hétérogène. Ces particules sont généralement dénommées PM_x , x représentant le diamètre des particules en micromètres (les plus courantes étant les PM_{10} , les $PM_{2,5}$ et les $PM_{1,0}$). En outre, lorsque l'oxygène est en excès et que les conditions de température et de pression sont élevées, l'azote contenu dans l'air peut être oxydé. Il y a alors formation d'oxydes d'azotes (NO_x), composés de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO_2) (N_2O représente une fraction très faible des émissions).

Les émissions polluantes sont limitées en Europe par les normes Euro, dont la cinquième version (dite « Euro 5 ») est entrée en vigueur au premier septembre 2009 pour les véhicules neufs (2010 pour les véhicules préexistants lors de l'introduction de la norme). Les normes Euro fixent des seuils d'émissions par km parcouru pour le CO, les hydrocarbures, les NO_x et les particules. Elles sont spécifiques à chaque type de combustion (allumage commandé ou par compression) et par catégories de véhicules (fonction de la masse et du transport de personnes ou de marchandises). Les normes s'appliquant aux véhicules particuliers sont décrites dans les deux parties distinctes suivantes.

1.2 Spécificités du moteur à allumage commandé

La spécificité du moteur à allumage commandé, communément appelé « moteur essence » (ME), vient du fait que l'allumage du mélange essence / air est commandé par une étincelle produite par une bougie. Le ME est capable de fonctionner avec plusieurs carburants mais, à l'échelle mondiale, il utilise presque exclusivement de l'essence. Avec des adaptations, il est cependant possible de le faire fonctionner avec du gaz naturel pour véhicules (GNV), du gaz de pétrole liquéfié (GPL) et des alcools (méthanol, éthanol et butanol principalement). En dépit de spécificités locales, en particulier dans certains pays d'Europe, il s'agit du moteur le plus employé pour l'automobile à l'échelle de la planète.

Dans un ME, le mélange air + essence est finement dosé. De manière générale, la plupart des automobiles utilisent l'injection « indirecte », dans laquelle l'air et l'essence sont mélangés avant d'être introduits dans la chambre de combustion. Jusqu'à la fin des années 80, un carburateur se chargeait de ce mélange, avant d'être remplacé par l'injection électronique. Cette dernière est en effet capable de doser finement la quantité d'essence nécessaire afin d'assurer la combustion la plus complète (on parle de mélange stœchiométrique ou de mélange à richesse 1). En optimisant la combustion, elle permet de réduire les émissions polluantes et la consommation. Afin d'ajuster en permanence la quantité d'essence à injecter, une sonde dans l'échappement (sonde dite « λ ») mesure la teneur en oxygène des gaz d'échappement, le calculateur électronique se chargeant de contrôler les injecteurs. Cette possibilité de contrôler au plus près et en permanence la quantité d'essence à injecter permet d'effectuer une dépollution efficace à l'aide d'un catalyseur dit « trois

voies » qui permet d'éliminer principalement trois polluants : les hydrocarbures, le CO et les NO_x. Grâce à la gestion précise des quantités d'essence injectées, permettant de fonctionner dans des conditions proches des conditions stœchiométriques, il est possible de réaliser des réactions d'oxydation (CO et les HC sont oxydés en CO₂ et H₂O) et de réduction (les NO_x sont convertis en azote moléculaire) simultanément (Cf. figure 98).

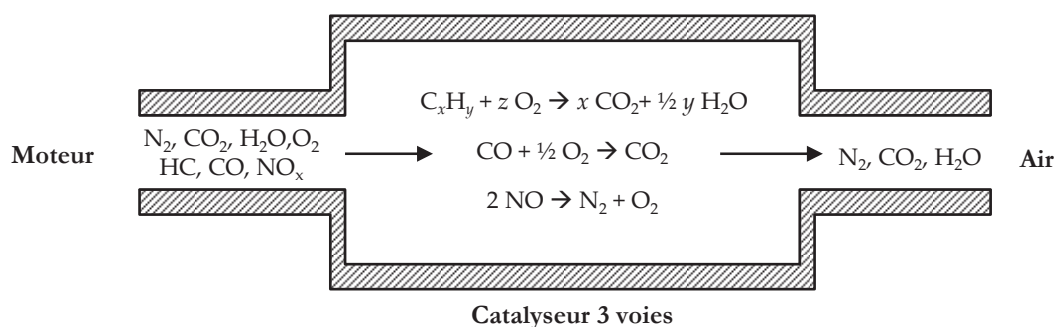


FIGURE 98 – catalyseur de dépollution 3 voies pour le moteur à allumage commandé

Néanmoins, le catalyseur n'est pas capable d'éliminer en totalité les polluants. Par conséquent le véhicule doit, en UE-27, respecter les normes Euro qui imposent les seuils limites présentés dans le tableau 62 (en mg.km⁻¹, applicables pour les véhicules particuliers de masse inférieure à 2,5 t). Les moteurs à injection directe, minoritaires pour le moment, sont soumis à des seuils d'émissions de particules similaires au diesel (Cf. section suivante). Par ailleurs, les normes Euro définissent aussi de nombreuses autres normes spécifiques, non décrites ici (évaporation, émission des gaz de carter, système de diagnostic embarqué, etc.).

Polluant	Euro 2 (1996)	Euro 3 (2000)	Euro 4 (2005)	Euro 5 (2009)	Euro 6 (2014)
CO	2 200	2 300	1 000	1 000	1 000
NO _x	-	150	80	60	60
HC	-	200	100	100	100
NMHC	-	-	-	68	68

TABLEAU 62 – seuils d'émissions en Europe pour le moteur à allumage commandé

1.3 Spécificités du moteur à allumage par compression

Le moteur à allumage par compression est né de l'invention de Rudolf Diesel entre 1893 et 1897 et est donc généralement dénommé « moteur Diesel » (MD). Son utilisation a pendant longtemps été restreinte aux bateaux puis aux véhicules lourds. À l'origine, il a été conçu pour fonctionner à partir d'huile végétale mais il utilise dorénavant principalement du gazole. Il est aussi capable d'utiliser du biodiesel, dans des proportions pouvant aller jusqu'à 30%. Théoriquement, il est possible de monter le taux d'incorporation mais des modifications sur le véhicule sont alors requises et, par conséquent, il n'est pas utilisé dans des teneurs supérieures. Bien qu'il soit possible d'utiliser de l'huile végétale dans le moteur, cela est déconseillé dans les MD

modernes. La viscosité de l'huile n'est en effet pas adaptée aux injecteurs actuels et ne permet pas d'atteindre les niveaux de dépollution réglementaires.

Le principe de fonctionnement du MD diffère du ME puisqu'on n'y trouve pas de bougie. Le principe du moteur réside sur l'auto-inflammation du gazole sous l'effet de l'augmentation de la pression et de la température dans la chambre de combustion. L'injection du gazole se faisait à l'origine à l'aide d'injecteurs reliés directement à une pompe. Ce système a été progressivement remplacé par l'injection par rampe commune (*common rail injection*), permettant d'injecter très finement le carburant et à très haute pression. Contrairement au ME, les MD modernes fonctionnent tous sur le principe de l'injection directe. Le principal avantage du MD est son rendement supérieur au ME (en moyenne, 42% au lieu de 36%, [212]). Ceci, ajouté au fait que le gazole possède un PCI volumique supérieur à l'essence (35,9 MJ.L⁻¹ au lieu de 32,2 MJ.L⁻¹), lui permet d'être plus économe en énergie. D'autant plus que des pays, tels la France, encouragent l'utilisation du MD via une taxation inférieure du gazole par rapport à l'essence. Néanmoins, le surcoût du MD et le fait qu'il était considéré comme « poussif » par les conducteurs l'a longtemps cantonné aux usagers se déplaçant beaucoup avec leur véhicule. L'arrivée du turbocompresseur a permis de changer radicalement cette tendance en permettant d'augmenter la puissance à bas régime qui faisait défaut au MD. Celui-ci permet de compresser l'air avant de l'envoyer dans la chambre de combustion, ce qui permet d'augmenter la quantité d'oxygène et la pression dans le moteur. Les moteurs suralimentés sont maintenant la norme dans les MD vendus, par rapport aux MD dits « atmosphériques ». Les MD se sont progressivement imposés face aux ME, en particulier dans les pays où la taxation est favorable au gazole. La figure 99 permet de voir l'évolution de la composition de la flotte de véhicules particuliers selon le pays d'Europe entre 1995 et 2008 (la ligne EEA-32 correspond à l'UE-27 à laquelle s'ajoutent la Suisse, le Lichtenstein, l'Islande, la Norvège et la Turquie). On voit ainsi que le MD a fortement progressé dans tous les pays, pour atteindre environ la moitié du parc roulant dans certains pays (Belgique, Luxembourg, Autriche et France) alors qu'il représentait entre 14% et 31% du parc dans ces mêmes pays en 1995.

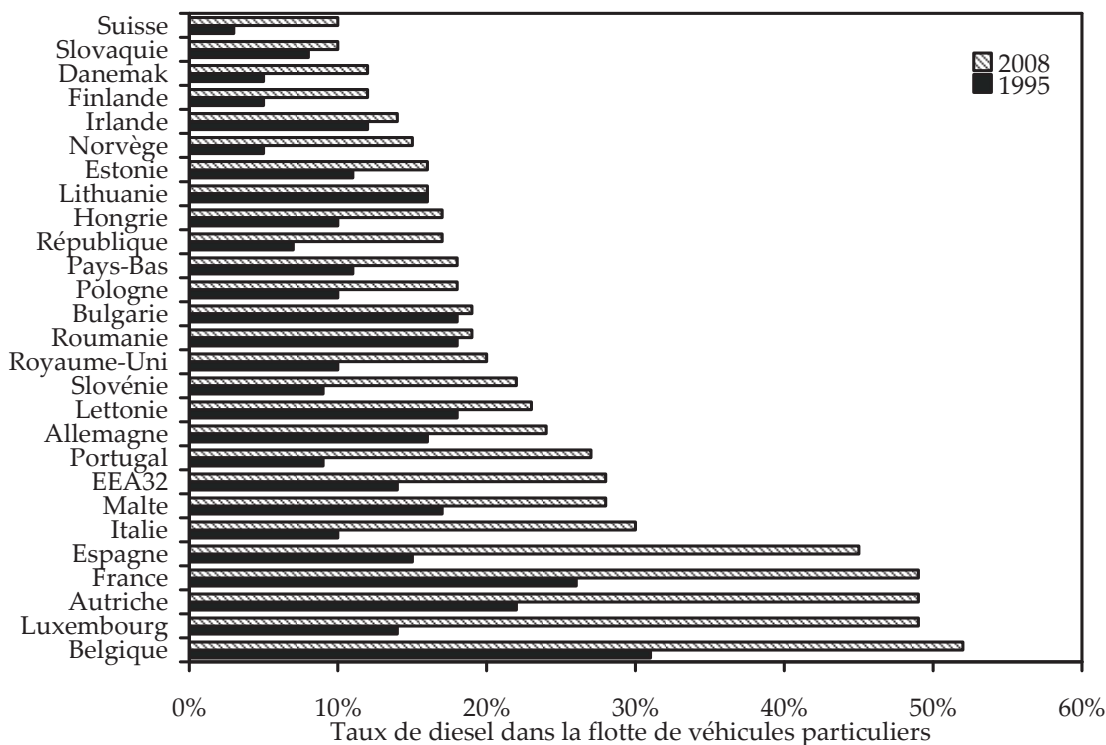


FIGURE 99 – pénétration du diesel dans le marché des véhicules particuliers [213]

Le MD fonctionne par principe en excès d'oxygène et à des températures et pressions plus élevées que le ME ce qui a des conséquences importantes sur ses émissions polluantes. Il se forme ainsi des quantités élevées de NO_x par oxydation de l'azote atmosphérique. De plus, du fait de la nature chimique du gazole, des particules imbrûlées (suies) se forment et sont rejetées à l'échappement, sous forme de fumées noires. Contrairement au ME, le MD ne peut pas être équipé d'un catalyseur trois voies car la présence d'oxygène en excès ne permet pas d'avoir le milieu réducteur adéquat pour transformer les NO_x en N_2 . Le moteur est donc équipé d'un catalyseur « deux voies » traitant uniquement les HC et le CO par oxydation. Toutefois, comme énoncé dans le chapitre 1, les NO_x posent de nombreux problèmes environnementaux (affection des voies pulmonaires et précurseurs de l'acidification, de l'eutrophisation, de la pollution particulaire et de la formation d'ozone photochimique). Il a donc été nécessaire de progressivement équiper le MD de dispositifs supplémentaires de traitement des gaz d'échappement. Dans un premier temps, l'EGR (*exhaust gas reinjection*, réinjection des gaz d'échappement) a été installé sur les véhicules. Comme son nom l'indique, cette technique consiste à réinjecter une partie des gaz d'échappement, pauvres en oxygène et abaissant la température, dans la chambre de combustion. En diluant l'air injecté, le milieu est moins favorable à la formation de NO_x (baisse de la température de combustion) mais, la combustion s'effectuant moins facilement, les performances peuvent s'en ressentir et la combustion incomplète mène à une formation plus importantes de particules (on parle ainsi de compromis NO_x / particules). Ce compromis NO_x / particules s'est avéré suffisant pour répondre aux seuils fixés par la norme Euro 4. Toutefois, à partir d'Euro 5, la réduction drastique des particules imposée par la norme a justifié le développement d'une technologie

supplémentaire : le filtre à particules (FàP). Les particules sont en effet un enjeu de santé public, en particulier en zone urbaine. Le FàP, présent sur de nombreux véhicules actuellement vendus (les véhicules de petite taille sont souvent conformes à la norme Euro 5 via un réglage fin de l'injection et de l'EGR et donc ne sont pas équipés de FàP) permet le piégeage des particules dans une structure en nid d'abeille et leur élimination (généralement par combustion, selon plusieurs techniques telles que l'ajout d'un injecteur supplémentaire ou l'utilisation d'un additif abaissant la température de combustion des particules). Le FàP permet d'abaisser considérablement la masse de particules émises à l'échappement puisque les émissions des véhicules équipés sont de l'ordre du milligramme par kilomètre. Enfin, Euro 6 et la réduction des NO_x imposée (supérieure à 50%) devrait favoriser l'émergence des technologies de pièges à NO_x et de SCR (*selective catalytic reduction*, réduction catalytique sélective). La dépollution du MD sera alors composée d'un catalyseur deux voies, de l'EGR, d'un filtre à particules et d'un système de traitement des NO_x. Le surcoût engendré pourra alors avoir des effets sur le développement des MD, en particulier pour les petits véhicules citadins dont le coût constitue un critère déterminant dans l'achat. Le tableau 63 présente les niveaux d'émissions maximaux admis par les différentes normes Euro (en mg.km⁻¹). Par ailleurs, Euro 6 introduira en sus de la masse une mesure du nombre de particules émises.

Polluant	Euro 2 (1996)	Euro 3 (2000)	Euro 4 (2005)	Euro 5 (2009)	Euro 6 (2014)
CO	1 000	640	500	500	500
NO _x	/	500	250	180	80
HC+NO _x	900	560	300	230	170
PM	100	50	25	5	5

TABLEAU 63 – seuils d'émissions en Europe pour le moteur Diesel (véhicules particuliers, masse inférieure à 2,5 t)

1.4 Le moteur électrique

Le terme moteur électrique désigne une machine électrique produisant un travail à partir de l'électricité. En effet, les machines électriques sont réversibles et peuvent à la fois servir de moteur ou de génératrice, selon qu'elles produisent du travail à partir d'électricité ou l'inverse. Cette propriété du moteur électrique est utilisée dans les véhicules hybrides et tout électriques et cela signifie que le moteur est à la fois capable d'entraîner les roues et, lors des phases de freinage, de récupérer une partie de l'énergie dissipée et de recharger les batteries du véhicule. La variété des moteurs électriques est très importante (synchrones, asynchrones, avec ou sans balais, universels, etc.) mais les fondements restent identiques. Un stator (en général en cuivre) reçoit du courant en provenance du véhicule et génère un courant magnétique qui met en mouvement le rotor, relié à l'axe des roues. Le processus est réversible et les roues peuvent entraîner le moteur qui génère alors de l'électricité (ce phénomène est utilisé dans le freinage récupératif mais aussi dans d'autres applications diverses telles que les éoliennes). Vis-à-vis des moteurs thermiques, le moteur électrique possède plusieurs avantages : il n'émet aucune pollution à l'usage puisqu'il n'y a pas de combustion. Il permet aussi de récupérer une partie de l'énergie perdue par le

freinage et son rendement global est bien meilleur (supérieur à 90%, contre 36-42% en thermique), l'électricité étant majoritairement convertie en travail (contrairement au moteur à combustion interne qui perd une part importante de l'énergie sous forme de chaleur). Enfin, le moteur électrique est particulièrement silencieux. Ainsi, en soi, le moteur électrique ne présente que des avantages. Son utilisation réduite est liée à la difficulté de stocker l'électricité, généralement à l'aide de batteries lourdes et autorisant des autonomies très inférieures aux moteurs thermiques.

2 Mesure des émissions polluantes d'un véhicule

2.1 Dispositif

Pour des raisons évidentes, il n'est pas possible de mesurer en permanence les émissions de tous les véhicules roulant en UE-27. De fait, les émissions des véhicules sont généralement mesurées sur un banc à rouleaux à l'aide d'un analyseur. Le banc à rouleaux permet de suivre un « parcours » imposé permettant de tester les différents modèles de véhicules dans les mêmes conditions. Placés dans des conditions ambiantes régulées (hygrométrie et température), ils permettent de prélever et d'analyser les gaz d'échappement sans perturber les conditions de marche du véhicule [214]. Ils reproduisent la charge et l'inertie du véhicule lors de son fonctionnement sur route et ils permettent, en absorbant l'énergie mécanique du véhicule transmise aux rouleaux et à l'aide d'une soufflerie simulant le vent rencontré par le véhicule, de soumettre le véhicule testé à des accélérations et vitesses décidées et reproductibles. Un tube relie l'échappement du véhicule testé à différents analyseurs permettant de mesurer les polluants émis.

2.2 Le cycle NEDC et la mesure des polluants

Les émissions des véhicules commercialisés en UE-27 répondent toutes à des critères stricts d'émissions de polluants. Les normes Euro, telles que présentées succinctement dans les paragraphes précédents, fixent entre autres les seuils d'émissions de polluants autorisés. La première norme Euro est entrée en application en 1993 via l'adoption de la directive 91/441/EEC. Elle a été suivie par la norme Euro 2 en 1996, Euro 3 en 2000, Euro 4 en 2005 et Euro 5 en 2009. Euro 6 devrait entrer en application à partir de 2014. Les normes sont définies par différentes directives de la Commission européenne : 94/12/EC, 98/69/EC et 2007/715/EC. Les normes Euro réglementent les principaux polluants émis par une automobile : les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, les hydrocarbures imbrûlés et les particules (les valeurs sont disponibles dans tableau 62 et le tableau 63, respectivement pour le ME et le MD). Afin de vérifier la conformité des véhicules aux normes, il est nécessaire de procéder à un test équitable entre les différents modèles. Pour cela, une procédure de test doit être définie, en spécifiant rigoureusement la durée, les vitesses, les accélérations, la température ambiante, etc. Une fois défini, le test prend le nom de « cycle de roulage » ou « cycle de conduite ». En Europe, le cycle de conduite permettant de tester la conformité des véhicules aux normes Euro est le cycle NEDC (*new European driving cycle*, nouveau cycle de conduite

européen). Ce cycle, anciennement nommé « MVEG » (*motor vehicle emission group*, groupe d'émissions des moteurs de véhicules), a initialement été défini comme un compromis entre sa répétabilité et la représentativité des usages moyens du conducteur européen. On adoptera ici l'usage réglementaire « cycle NEDC ». La figure 100 présente la vitesse d'un véhicule en fonction du temps lorsqu'il suit le cycle NEDC.

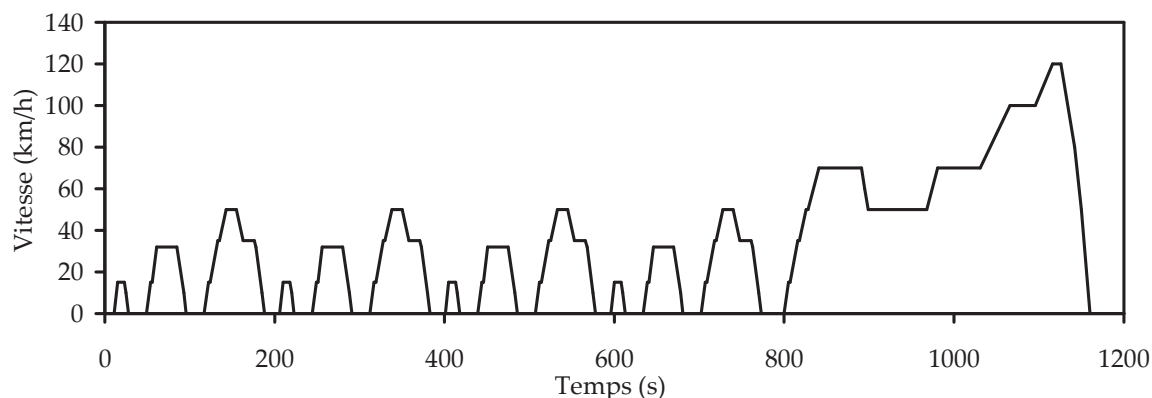


FIGURE 100 – cycle NEDC : vitesse du véhicule en fonction du temps

Il est aisé de constater sur la figure 100 que le cycle NEDC se compose de quatre premières phases se répétant, suivies d'une cinquième phase distincte. Les quatre premières séquences correspondent à un roulage urbain, dénommé ECE-15. Elles contiennent des phases d'accélération répétées ainsi que des vitesses faibles (50 km.h^{-1} au maximum et $18,7 \text{ km.h}^{-1}$ en moyenne). La cinquième séquence correspond à un roulage extra-urbain, appelé EUDC (*extra-urban driving cycle*, cycle de conduite extra urbain) et durant lequel les vitesses y sont plus élevées (la vitesse moyenne est de l'ordre de $62,6 \text{ km.h}^{-1}$, avec un maximum à 120 km.h^{-1}). L'ensemble de ces cinq phases dure 1180 secondes et, lorsqu'un véhicule suit le cycle NEDC, il parcourt une distance égale à 11 km à une vitesse moyenne de $33,6 \text{ km.h}^{-1}$. Par rapport à sa représentativité, le cycle NEDC possède des avantages et des inconvénients. Ainsi, il est divisé en deux parties, urbaine et extra-urbaine, ce qui lui permet de représenter les différents usages du véhicule (c'est ainsi que l'on trouve parfois l'appellation cycle « mixte » pour le désigner). De plus, le démarrage du cycle se fait à froid (en terme de température du moteur et non de température extérieure, qui est comprise entre 20°C et 30°C), ce qui est défavorable au niveau des émissions polluantes et de la consommation mais représentatif des usages réels. Cependant, il possède aussi plusieurs inconvénients. Ainsi, une première critique concerne la vitesse maximale atteinte sur le cycle. Celle-ci, fixée durant un court instant à 120 km.h^{-1} , n'est pas identique à la vitesse maximale sur autoroute en Europe de 130 km.h^{-1} (hors certains tronçons d'autoroutes en Allemagne dont la vitesse maximale n'est pas limitée). Par ailleurs, il est évident que de nombreux conducteurs dépassent cette limite et le cycle pourrait en tenir compte. Dans un second temps, il est possible de remettre en cause les accélérations retenues. On constate en effet que celles-ci sont peu nombreuses et ne tiennent pas compte des fortes accélérations qui peuvent se produire en milieu urbain (passage de l'arrêt à la vitesse de 50 km.h^{-1}) ou des accélérations lors des entrées sur autoroutes. L'accélération étant un facteur déterminant dans les émissions de polluants, cela

implique une potentielle minimisation des émissions. Enfin, le cycle s'effectue avec une consommation minimale des auxiliaires (feux éteints, pas d'autoradio ou de climatisation, etc.). Aux dires d'experts, le cycle NEDC est plutôt proche des comportements adoptés en écoconduite.

Par ailleurs, outre la mesure des émissions polluantes, le cycle NEDC sert aussi principalement à déterminer la consommation de carburant par les véhicules ainsi que les émissions de CO₂ associées. En effet, la directive de la Commission européenne 1994/94/CE impose à tous les véhicules vendus en UE-27 d'avoir leurs consommations de carburant urbaines et extra-urbaines ainsi que leurs émissions de CO₂ affichées dans les supports commerciaux et les lieux de vente. Le cycle NEDC est naturellement retenu comme la référence pour ces mesures. La mesure officielle des émissions à l'échappement et de la consommation s'effectuent lors d'un processus appelé « homologation ». L'homologation est une certification de divers paramètres, dont la conformité aux normes Euro et la consommation sur cycle NEDC. Le cycle NEDC est donc un cycle dit « d'homologation », par opposition aux cycles Artemis décrits dans le paragraphe suivant. Le cycle NEDC sera en usage jusqu'à son remplacement par le cycle WLTP (*worldwide harmonized light vehicles test procedure*, procédure de test des véhicules légers internationale harmonisée), par ailleurs inspiré des cycles Artemis.

2.3 Les cycles clients Artemis

Les cycles clients, contrairement aux cycles d'homologation, ne présentent pas de caractère rogatoire. Ils sont définis afin de représenter au mieux un usage défini et ne servent ni à vérifier la conformité à des normes, ni à permettre au client de comparer différents véhicules. De nombreux cycles existent (Artemis, INRETS, ADAC BAB 130, etc.) mais, en Europe, les cycles clients utilisés sont principalement issus du projet Artemis [215]. Parmi les cycles Artemis disponibles, les plus communs sont les quatre suivants : embouteillage, urbain, route et autoroute. La figure 101 présente les vitesses en fonction du temps pour ces quatre cycles.

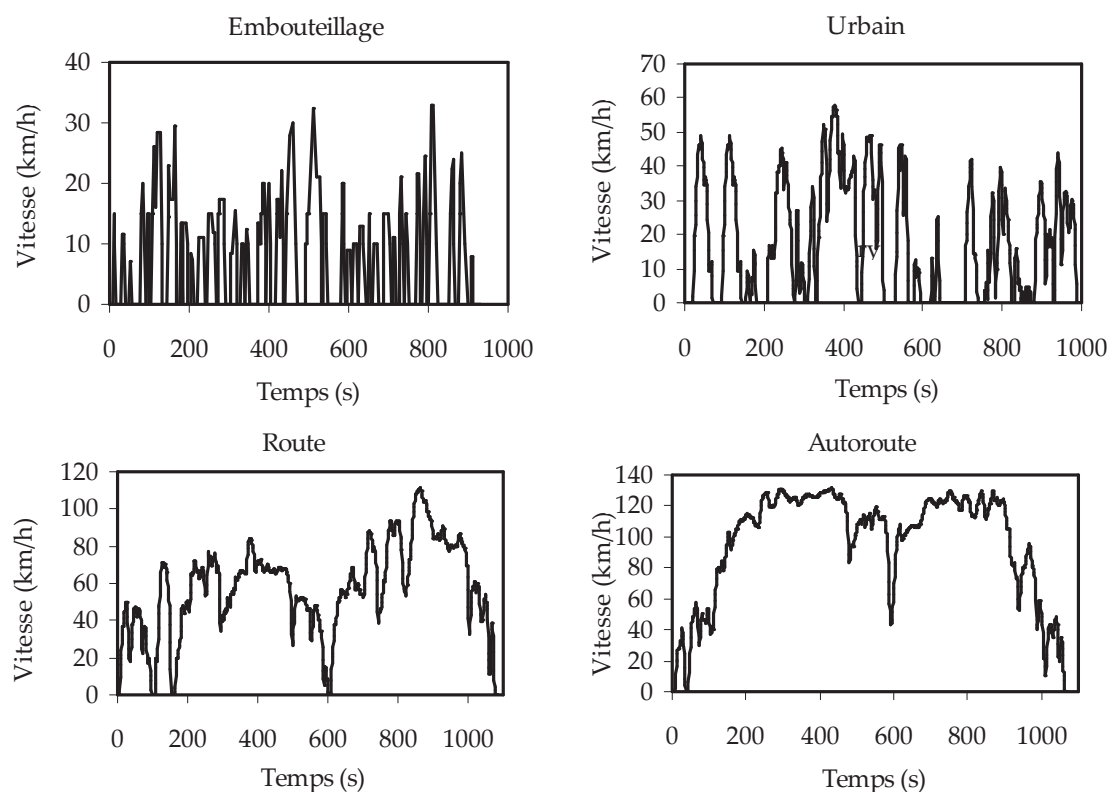


FIGURE 101 – cycles Artemis : vitesse du véhicule en fonction du temps pour les quatre cycles les plus employés

Quel que soit le cycle observé, les cycles Artemis sont plus éprouvants que le cycle NEDC en termes d'accélération. Pour des durées de test relativement proches (entre 993 et 1068 s contre 1180 s pour le cycle NEDC), le nombre d'accélération et décélération est bien supérieur dans les cycles Artemis. Le tableau 64 présente les principales caractéristiques (durée, distance parcourue, vitesse moyenne et vitesse maximale) des cycles étudiés.

Cycle	Durée (s)	Distance parcourue (km)	V moy. (km.h ⁻¹)	V max. (km.h ⁻¹)
Embouteillage	933	2,11	8,1	33
Urbain	993	4,87	17,7	57,7
Route	1 082	17,27	57,5	111,5
Autoroute 130	1 068	28,74	96,9	131,8

TABLEAU 64 – caractéristiques des cycles Artemis

3 Émissions homologuées de la gamme Renault

Comme énoncé dans la section précédente, chaque modèle de véhicule vendu en UE-27 est homologué sur cycle NEDC avant d'être commercialisé. Par conséquent, il est possible de disposer, au sein de Renault, des données de consommation et émissions polluantes homologuées de tous les véhicules de la gamme Renault. Lorsque Renault réalise l'ACV d'un modèle de véhicule, ces données sont utilisées. On s'intéresse dans cette section à la variabilité des émissions mesurées sur les véhicules et à la pertinence de les retenir pour la partie TtW d'une ACV de carburant. Plusieurs études de la

littérature [62], [60], [85] ont réalisé l'ACV d'agroc carburants en retenant un nombre restreint de véhicules pour la phase TtW et il est intéressant de regarder ici dans quelle mesure ces choix répondent à l'unité fonctionnelle (UF). Les résultats présentés ici sont issus de la gamme Renault commercialisée en UE-27 en 2008. Les véhicules retenus sont uniquement des véhicules particuliers et respectent tous la norme Euro 4 (leurs émissions de gaz polluants sont donc inférieures aux seuils fixés par Euro 4). Par ailleurs, les données d'homologation ont été croisées avec les données de ventes, ce qui permet de lisser les effets d'éventuels modèles très peu vendus.

3.1 Variabilité des émissions

Une première analyse statistique des émissions des véhicules peut être réalisée sur la gamme étudiée. Il est ainsi intéressant de regarder la dispersion des émissions des différents véhicules. Le tableau 65 présente différentes données sur les émissions, pour les véhicules essence et les véhicules Diesel. La moyenne des émissions des différents modèles de la gamme essence est fixée à 1 et tous les autres résultats sont calculés relativement à cette valeur. Plusieurs remarques peuvent être tirées de ce tableau. Dans un premier temps, on constate que les émissions de CO₂ sont environ égales entre les véhicules Diesel et les véhicules essence. En effet, bien qu'à puissance comparable, le MD permette d'obtenir des émissions de CO₂ inférieures au ME, les véhicules Diesel vendus sont globalement légèrement plus puissants que les véhicules essence (en particulier car les véhicules essence trouvent la faveur des clients roulant peu et donc recherchant souvent des véhicules de plus petit gabarit). Par ailleurs, les écarts autour de la moyenne sont importants et ce malgré la pondération des émissions par les ventes et donc le fait que le nombre de modèles situés entre le premier et le neuvième décile est relativement faible par rapport à la diversité de modèles vendus. Ces résultats démontrent que le choix d'un nombre restreint de véhicules pour modéliser la phase TtW peut conduire à d'importantes erreurs, selon que les véhicules présentent des émissions homologuées plus ou moins inférieures à la norme Euro 4.

	Essence				
	CO ₂	COV	CO	NO _x	PM
Moyenne	1	1	1	1	-
Écart-type	± 19%	± 22%	± 33%	± 50%	-
1 ^{er} décile	0,79	0,75	0,61	0,40	-
9 ^{ème} décile	1,29	1,39	1,47	1,72	-
	Diesel				
	CO ₂	COV	CO	NO _x	PM
Moyenne	0,98	0,42	0,58	8,15	1
Écart-type	± 24%	± 38%	± 41%	± 33%	± 103%
1 ^{er} décile	0,69	0,25	0,31	5,12	0,07
9 ^{ème} décile	1,36	0,57	0,89	12,13	2,5

TABLEAU 65 – variabilité des émissions homologuées Euro 4 de la gamme Renault 2008

3.2 Impacts environnementaux selon la puissance

Les ACV de carburants comparatives au sein de Renault sont actuellement généralement réalisées en prenant un nombre restreint de véhicules et en les comparant à paramètres jugés identiques : type de carrosserie, transport de passagers et puissance du moteur. Il est communément admis que les véhicules consomment plus et émettent plus de CO₂ lorsqu'ils sont plus lourds ou plus puissants. Les figures 02 et 03 présentent les impacts environnementaux des véhicules homologués en fonction de leur classe de puissance, respectivement pour les véhicules essence et Diesel. Les véhicules ont été regroupés en cinq classes de puissance, chacune contenant un cinquième des véhicules vendus. Les barres d'erreur pour chaque classe de puissance rappellent la dispersion des résultats. Ces figures permettent de mettre en évidence que les émissions de CO₂ (mesurée avec l'indicateur ReCiPe 2008 GWP) sont effectivement corrélées avec la puissance, y compris en tenant compte des marges d'incertitude (coefficients de corrélation r^2 supérieurs à 0,90). Les conclusions diffèrent pour les autres impacts. Pour le véhicule essence (Cf. figure 102), *a priori*, l'acidification (AP), l'eutrophisation (MWEF), la formation d'ozone photochimique (POFP et POCP) et la pollution particulaire (PMFP) semblent augmenter avec la puissance. Néanmoins, la dispersion est telle qu'en réalité les résultats sont peu corrélés (coefficients r^2 compris entre 0,4 et 0,6). Pour les véhicules Diesel (Cf. figure 103), les résultats apparaissent directement décorrélés de la puissance, les impacts liés aux NO_x (AP, MWEF et POFP) semblant même décroître avec l'augmentation de la puissance du véhicule. En réalité, de manière encore plus marquée que pour les véhicules essence, la corrélation entre impacts et puissance est extrêmement faible. Cette absence de corrélation est liée au fait que les émissions polluantes ne sont pas liées à la puissance du véhicule (ce qui peut paraître *a priori* contre-intuitif) mais aux compromis effectués par le constructeur. En effet, les constructeurs automobiles sont uniquement tenus de respecter les normes Euro sur NEDC et font ensuite des compromis entre coût des catalyseurs, performances du véhicules et agrément. Par conséquent, certaines classes de puissances (comme la 85 – 110 kW pour l'essence) peuvent présenter une moyenne d'émissions polluantes plus élevées que la classe de puissance supérieure (110 – 135 kW, Cf. figure 102). Cela signifie tout simplement que les compromis, les mises au point des moteurs et les catalyseurs employés diffèrent entre ces deux classes de puissance.

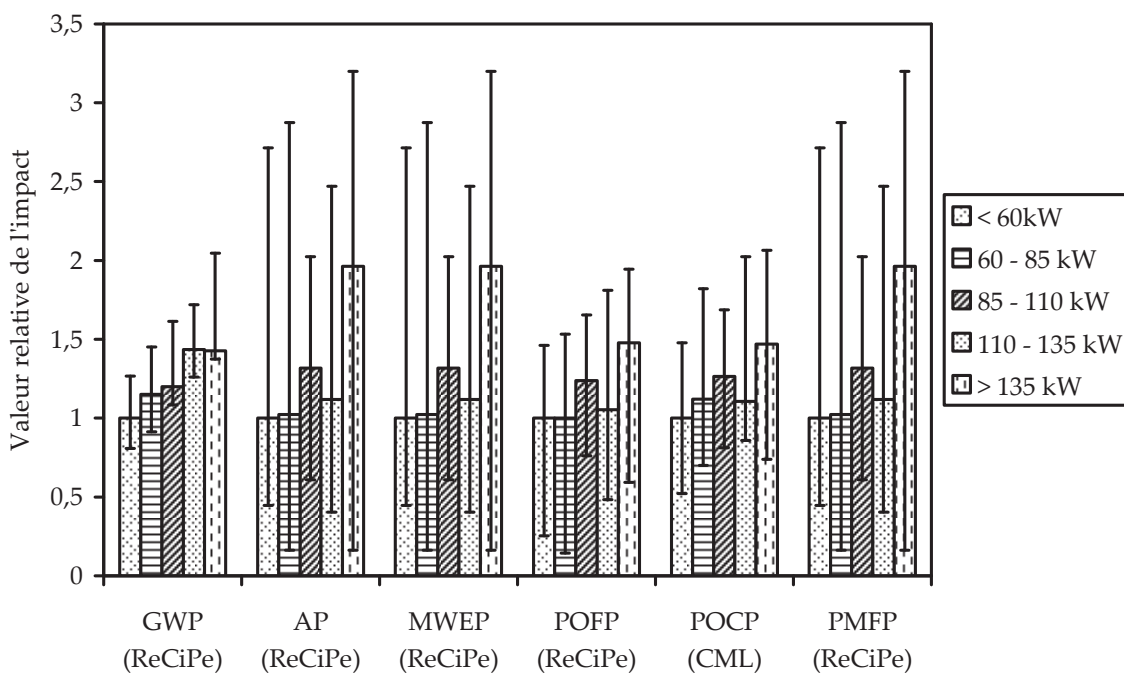


FIGURE 102 – impacts environnementaux des véhicules à allumage commandé, selon la puissance

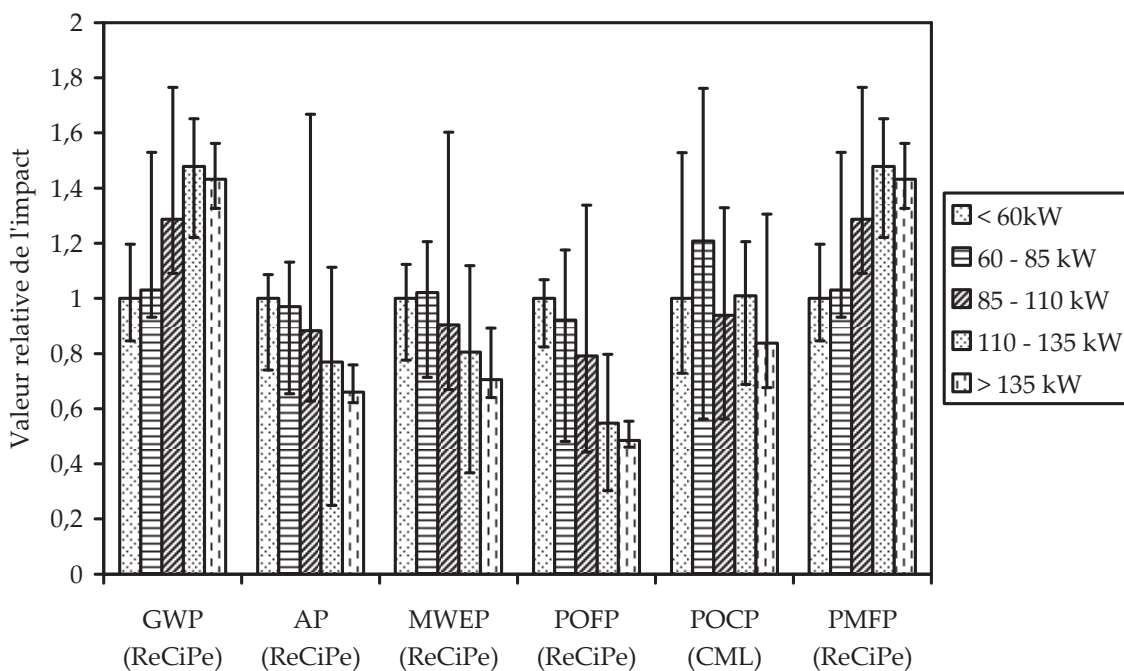


FIGURE 103 – impacts environnementaux des véhicules à allumage par compression, selon la puissance

3.3 Utilisation des énergies alternatives

3.3.1 Véhicules thermiques et agrocarburants

Les agrocarburants peuvent être incorporés de deux manières pour les usagers. La façon la plus répandue est la dilution en faible quantité (de l'ordre de 5% en moyenne en Europe, Cf. chapitre 2). Dans ce cas, leur effet n'est pas perceptible sur les émissions du véhicule. Cet effet est d'autant moins perceptible que les carburants utilisés pour l'homologation contiennent déjà ces 5% d'agrocarburant et sont donc pris en compte lors de la mise au point du véhicule.

Il est donc nécessaire de s'intéresser aux agrocarburants incorporés en quantités plus importantes : le B30 (30% volumique de biodiesel) et l'E85 (entre 78% et 85% volumique d'éthanol). Ces deux carburants possèdent des circuits de distribution différents. Ainsi, le B30 n'est pas un carburant disponible à la pompe et il est donc majoritairement utilisé par les flottes d'entreprise. Suite à un accord entre les différents constructeurs, tous les véhicules mis sur le marché sont à présent compatibles avec du gazole incorporant jusqu'à 30% de biodiesel. Les entreprises désirant utiliser du biodiesel peuvent donc le faire dans les quantités qu'elles souhaitent (dans la limite de 30%) et avec n'importe-quel véhicule récent. Compte-tenu du nombre de véhicules et bien que certains auteurs aient tenté de quantifier l'impact, il ne semble pas qu'il y ait de tendance stable avec l'utilisation de B30. Par ailleurs, il n'est pas nécessaire d'homologuer les véhicules avec le B30 et, contrairement aux carburants de référence, les constructeurs automobiles ne disposent pas d'une base de données des émissions en B30. L'incorporation de biodiesel au dessus de 30% n'est pas encouragée par les constructeurs automobiles et, par conséquent, il n'existe pas d'étude sur une incorporation plus élevée.

La situation est différente pour l'E85 (appelé aussi « superéthanol », qui contient entre 78% et 85% volumique d'éthanol, selon la saison). Ce carburant est disponible à la pompe pour les particuliers en France et en Suède. En dépit d'un échec relatif de la politique de déploiement de l'E85 en France (le nombre de pompes est resté faible), le carburant est largement utilisé en Suède. L'E85 ne peut pas être utilisé dans les véhicules à moteur à allumage commandé conventionnels. En effet, le pouvoir oxydant de l'éthanol est susceptible d'endommager certains composants en matière plastique du circuit carburant et certaines pièces (en particulier des joints en caoutchouc) doivent être modifiées. En outre, les véhicules susceptibles d'utiliser de l'E85 sont dits « flex-fuel » et sont donc capable d'utiliser de l'éthanol dans des proportions allant de 0% à 85% volumique. Des modifications sont donc effectuées au niveau de la stratégie d'injection, de dépollution, etc. Les modèles les plus vendus par Renault possèdent une version capable de rouler à l'E85. La figure 104 présente les émissions homologuées de cinq véhicules Renault selon qu'ils utilisent de l'essence pure (E0) ou de l'E85. Les véhicules présentés sont les suivants : Mégane 2 (berline compacte), Clio 3 (citadine), Modus (monospace compact), Kangoo (utilitaire passager) et Master (grand utilitaire).

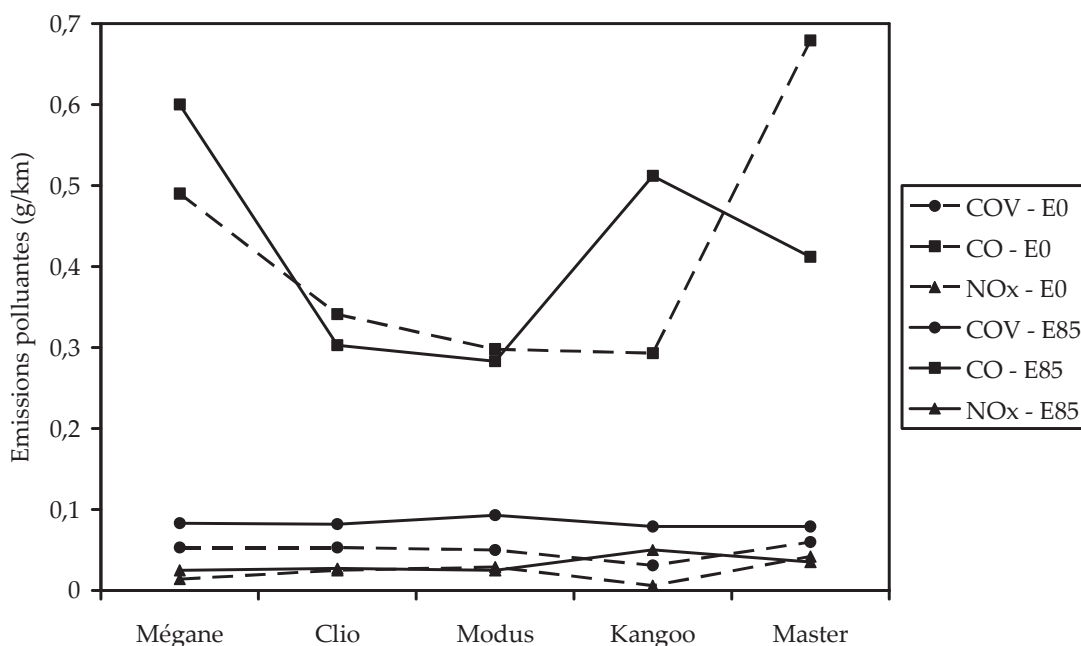


FIGURE 104 – impact de l'E85 sur les émissions à l'échappement

On constate ainsi qu'il n'y a pas de tendance observable pour les émissions de CO et de NO_x. En fonction du véhicule, elles peuvent augmenter ou diminuer. Seules les émissions de COV augmentent invariablement, tout en restant très inférieures à la norme Euro 4. Il apparaît donc que les variations ne peuvent être appréhendées sur l'ensemble des véhicules roulant à l'E85. Par défaut, il faut donc recourir aux véhicules-types essence pour représenter les véhicules flex-fuel. En réalité, l'impact de l'E85 peut s'observer lorsque l'on s'intéresse à la composition des COV émis. L'éthanol étant chimiquement différent de l'essence, des COV différents peuvent être émis (en particulier des composés oxygénés tels que les alcools ou les aldéhydes). Cet aspect est traité dans le chapitre 7.

Le CO₂ issu de la biomasse ne doit évidemment pas être comptabilisée (Cf. chapitre 2).

3.3.2 Véhicules électriques (VE)

Les VE tels qu'ils sont commercialisés en 2012 sont en nombre très restreint. Ainsi, Renault commercialise une gamme de quatre véhicules : Fluence ZE (berline familiale), Kangoo ZE (utilitaire léger), Twizy ZE (quadricycle biplace) et Zoe ZE (citadine). A l'usage les VE n'émettent pas de polluants à l'échappement (leur impact à l'usage est limité à la maintenance et aux particules produites par les freins et les pneus). La phase TtW possède donc un impact environnemental nul et sert uniquement à déterminer la quantité d'électricité nécessaire au déplacement du véhicule. Sur cycle NEDC, les consommations électriques des véhicules sont comprises entre 0,29 et 0,59 MJ.km⁻¹. Ces chiffres sont nettement inférieurs aux consommations des véhicules thermiques (entre 1,2 et 2,6 MJ.km⁻¹, Cf. section sur les véhicules de référence). Cela s'explique par le meilleur rendement du moteur électrique par rapport

au moteur à combustion interne (dont une part importante de l'énergie est dissipée sous forme de chaleur).

3.4 Pertinence du choix d'un véhicule de référence

Compte-tenu des résultats précédents, il apparaît inadapté de modéliser une flotte de véhicules à partir d'un nombre restreint de modèle. Les fortes disparités entre les modèles de la gamme Renault (présents dans le parc total de véhicules roulant en UE), qui couvre un grand nombre de véhicules différents, ne sont pas prédictibles, ce qui signifie que prendre la moyenne des homologations sur une année donnée peut avoir une forte influence sur les résultats, sans que cela soit représentatif d'un usage réel ou du véhicule moyen vendu en UE (compte-tenu du fait que les homologations des autres constructeurs ne sont pas connues). Cela est dû au fait que les émissions à l'échappement sont issues d'un compromis alliant respect des normes Euro, performance, consommation et agrément de conduite. Par conséquent, il n'est pas possible de choisir un véhicule dont les émissions soient représentatives de la moyenne de la flotte puisque cette moyenne ne peut pas être connue. Il est donc nécessaire de construire des véhicules-types à même de représenter la phase du réservoir à la roue en fonction du carburant envisagé. Ces véhicules-types sont alors construits à partir des valeurs des différentes normes Euro, seuils utilisés par défaut. La consommation des véhicules retenus devra être représentative de celle du véhicule moyen vendu en Europe.

4 Émissions des véhicules-types

4.1 Émissions de référence des véhicules thermiques

Pour définir un véhicule qui puisse représenter la phase TtW d'une ACV, il est nécessaire de quantifier deux paramètres : ses émissions de polluants et sa consommation de carburant. Pour modéliser cette dernière, il est possible de s'appuyer sur la décision de la Commission européenne 1753/2000/CE instaurant le *reporting* annuel des émissions moyennes de CO₂ des véhicules vendus sur le sol européen par les constructeurs. Cette décision de la Commission a été abrogée par le règlement 443/2009/CE qui ajoute d'autres spécifications que les constructeurs doivent renseigner. De fait, le véhicule moyen vendu tous constructeurs confondus en 2010 (dernier chiffre disponible en 2012) émet 140,3 g CO₂.km⁻¹. La différence entre véhicule Diesel et essence n'est que de 3,3 g ce qui s'explique par deux constats. Le premier, mis en évidence par l'étude de la flotte vendue par Renault, est que les véhicules moyens Diesel vendus sont généralement achetés par des clients parcourant des distances importantes et donc acquérant un véhicule plus puissant que l'essence, particulièrement utilisée pour les petits véhicules citadins. De surcoût, la dépollution de plus en plus contraignante du diesel pour respecter les normes Euro (EGR puis FàP et enfin piège à NO_x) tend à augmenter la consommation du véhicule et donc à rapprocher l'essence du diesel.

Par ailleurs le règlement 443/2009/CE fixe aussi des objectifs d'émissions de CO₂ pour l'année 2015 (130 g.km⁻¹) et 2020 (95 g.km⁻¹). Ces objectifs diffèrent selon les constructeurs automobiles et sont liés à la masse des véhicules commercialisés. Il n'est pas nécessaire de retenir les différents objectifs selon les constructeurs, qui dépendent d'une équation complexe, mais uniquement de la valeur moyenne à atteindre. De plus, les émissions de CO₂ des véhicules essence et Diesel tendant à se rapprocher (17 g d'écart en 2000 et seulement 3 g en 2010), il est vraisemblable de postuler que les émissions des deux types de véhicules seront en moyenne de l'ordre de 95 g en 2020 (avec une marge d'erreur relativement faible). Il est donc possible de créer un véhicule prospectif jusqu'en 2020 et de disposer des données permettant de le mettre à jour chaque année. Ce postulat est valable uniquement si l'on ne constate pas de forte pénétration du VE. En effet, ce dernier permet de diminuer fortement les émissions d'un constructeur. Néanmoins, Renault, constructeur qui affiche les objectifs les plus ambitieux de vente de véhicules électrique, ne vise que 10% de ses ventes en VE en 2020. Ces derniers devraient donc représenter une part négligeable des ventes de véhicules en 2020 (de l'ordre de quelques pourcents), ce qui constitue une marge d'erreur faible vis-à-vis des objectifs de 95 g de CO₂.km⁻¹. On peut ainsi obtenir la figure 105, qui présente la consommation de carburant et les émissions de CO₂ pour le véhicule moyen essence ou Diesel vendu en Europe selon l'année. Jusqu'en 2010, les émissions de CO₂ correspondent aux valeurs réellement rapportées par les constructeurs dans le cadre du règlement 443/2006/CE. À partir de 2011, les valeurs sont des interpolations linéaires entre 2010 et 2015 (130 g) et 2015 et 2020 (95 g). On peut ainsi voir dans quelles mesures les émissions de CO₂ et la consommation décroissent. En outre, on constate le rapprochement entre essence et diesel dans les valeurs rapportées entre 2000 et 2010 ce qui permet de conforter l'hypothèse d'une valeur égale de 95 g de CO₂ pour l'essence et le diesel en 2020. À titre d'exemple, le véhicule moyen retenu en 2012 émet ainsi 138 g de CO₂ en essence et 135 g en diesel. S'agissant d'une extrapolation, la marge d'erreur est de l'ordre de quelques grammes de CO₂.

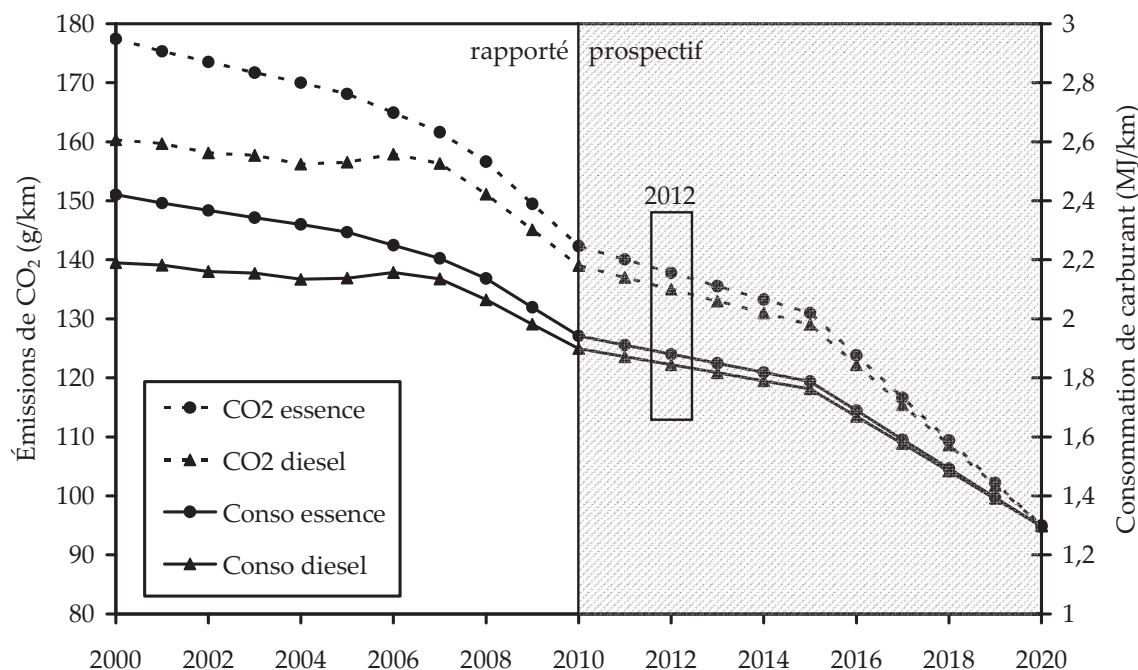


FIGURE 105 – émissions de CO₂ et consommation des véhicules de référence selon l'année

Les émissions polluantes retenues pour le véhicule de référence correspondent aux seuils définis par les normes Euro. En fonction de l'année retenue, il faut donc coupler le tableau 62 et le tableau 63 à la figure 105 afin d'obtenir les valeurs d'émissions polluantes pour le véhicule de référence. La norme Euro 6 sera en application jusqu'en 2018. Euro 7 n'étant pas encore figée, il n'est pas possible de connaître les émissions polluantes des véhicules vendus après. Cela permet d'obtenir les véhicules de référence, présentés dans le tableau 66 (par la suite, on retiendra uniquement le véhicule 2012).

Impact	Allumage commandé			Allumage par compression		
	2008	2012	2015	2008	2012	2015
Consommation de carburant (MJ)	2,14	1,88	1,79	2,06	1,84	1,76
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	157	138	131	151	135	129
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	45	34	34	140	101	45
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	31	23	23	97	70	31
POFP – ReCiPe 2008 (mg COV-éq.)	180	128	128	300	230	170
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	56	47	47	34	32	40
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	18	18	18	55	40	18

TABLEAU 66 – impacts environnementaux des véhicules-types

4.2 Émissions sur cycles Artemis

4.2.1 Méthodologie

Il est possible d'obtenir les émissions d'un véhicule sur d'autres cycles que le NEDC. Les sections précédentes se sont focalisées sur ce cycle, du fait de son caractère officiel

et de la possibilité de disposer d'un nombre de mesures sans comparaison avec d'autres cycles. Les émissions limites définies par les normes, mesurées sur ce cycle, constituent la base des données nos véhicules de référence. Toutefois, compte-tenu de la très grande variabilité des usages des véhicules, il est nécessaire de disposer de valeurs permettant de réaliser différentes analyses de sensibilité. Pour effectuer ces analyses, les cycles clients Artemis [215], tels que définis dans les paragraphes précédents, sont utilisés.

Renault disposant d'un nombre restreint d'essais sur cycles Artemis et les résultats de ces derniers n'étant pas diffusables au public, il n'est pas ou peu possible de les utiliser en ACV. Il faut donc se tourner vers différentes données issues de la littérature. La source de données de référence pour les émissions de la flotte européenne sur cycles clients est le logiciel COPERT (*computer programme to calculate emissions from road transport*, programme informatique de calcul des émissions du transport routier) [216], qui sera utilisé dans les paragraphes suivants. COPERT est un logiciel, reprenant les données du projet Artemis [215] et du registre EMEP/EEA (ancien Corinair) [217] et permettant de les manipuler plus aisément. Son objectif est l'évaluation des émissions polluantes d'une flotte dont les caractéristiques sont renseignées par l'utilisateur. L'utilisation principale de COPERT est l'évaluation de la flotte d'un pays de l'UE-27, dont les macro-caractéristiques sont renseignées et contenant différents types de véhicules : véhicules particuliers, bus, poids lourds et motos. On en fera ici une utilisation différente en s'attachant aux véhicules particuliers et en jouant sur les différents facteurs de variation disponibles. Il permet d'obtenir des valeurs d'émissions polluantes et de consommation de carburant pour une flotte définie selon différents paramètres qu'il est possible de faire varier. Les données issues de COPERT, confrontées aux émissions de référence, vont permettre d'obtenir des données différentes des seuils Euro et des valeurs de consommation mesurées sur NEDC. Les résultats permettront d'obtenir des plages de valeurs pour les impacts des véhicules plutôt qu'une valeur unique.

4.2.2 Résultats

Le tableau 67 présente les résultats moyens issus de COPERT pour le véhicule Euro 5 retenu. Lorsque plusieurs valeurs sont disponibles pour un même polluant, cela signifie que les émissions considérées par COPERT varient en fonction de la puissance du véhicule. Les valeurs minimales et maximales sont alors indiquées. Plusieurs remarques peuvent être tirées de ce tableau. On s'intéresse dans un premier temps au véhicule avec un ME. Ainsi, un premier constat apparaît évident : en fonction du polluant et du type de conduite, les émissions peuvent se situer au dessus de la norme ou largement en dessous. De fait, les émissions de CO augmentent au fur et à mesure que la vitesse croît et que la part des émissions à froid décroît. Les émissions représentent en effet 48% de la norme en conduite urbaine et jusqu'à 144% en conduite sur autoroute. *A contrario*, les émissions de NO_x suivent un schéma opposé, représentant jusqu'à 118% de la norme en conduite urbaine mais descendant à 25% en conduite autoroutière. Enfin, les émissions de COV répondent à un schéma plus complexe, proches de la norme en conduite urbaine, en dessous sur autoroute (31%) et

supérieure en conduite sur route (152%). Pour le véhicule avec MD, les constats sont radicalement différents. Ainsi, le CO et les COV tendent à décroître avec la vitesse. Par ailleurs, leurs émissions se situent systématiquement sous la norme, représentant entre 4% et 28% pour le CO et entre 12% et 52% pour les COV. À l'inverse, les émissions de NO_x sont systématiquement supérieures aux seuils, représentant entre 205% et 363%. Enfin, les particules ne présentent pas de schéma particulier et sont systématiquement inférieures à la norme (et donc émises en quantités très faibles).

Véhicule à allumage commandé (ME)				
(mg.km ⁻¹)	CO	NMCOV	NO _x	PM
Norme Euro 5	1 000	68	60	-
Urbain	475 – 636	52 – 74	64 – 71	1
Route	716 – 887	82 – 104	28 – 32	1
Autoroute	1 382 – 1 447	21	15	1
Véhicule à allumage par compression (MD)				
(mg.km ⁻¹)	CO	NMCOV	NO _x	PM
Norme Euro 5	500	50	180	5
Urbain	193	26	551	2
Route	50	12	369	1
Autoroute	19	6	653	1

TABLEAU 67 – émissions sur cycles Artemis – moyenne UE-27

Le tableau 68 permet de voir l'influence de la température extérieure sur les émissions de polluants. En effet, celle-ci joue en particulier sur les émissions lorsque le moteur est froid. Par conséquent, deux profils de températures extrêmes ont été retenus en analyse de sensibilité : Séville et Helsinki. La figure 106 présente les profils de température retenus. Le changement de température possède un effet nul sur les émissions sur autoroute. Cela est dû au fait que la part des émissions à froid est négligeable pour ce type de conduite. Les valeurs pour Séville et Helsinki sont séparées par le symbole « / », la valeur pour Séville précédant Helsinki. Ainsi, hors autoroute, de manière générale les émissions augmentent lorsque la température extérieure est plus faible. Cela s'explique simplement par le fait que le moteur est plus froid et met plus de temps à se réchauffer, la part des émissions à froid augmentant par rapport aux émissions à chaud. Pour le MD, l'incidence est plus faible que pour le ME. Ainsi, en roulage urbain, les émissions augmentent modérément (Helsinki représente entre 106% et 142% de Séville selon le polluant étudié). Leur augmentation est plus significative en roulage routier (entre 109% et 200%). Néanmoins, leur influence sur les émissions de NO_x est faible, ces dernières étant plus liées aux accélérations et à la vitesse qu'aux émissions à froid. En outre, dans le cas du CO et des COV, les émissions restent largement inférieures à la norme Euro 5. Pour le ME, l'influence est faible sur les émissions de NO_x, pour les mêmes raisons que dans le cas du MD. Toutefois, l'influence est forte concernant les émissions de CO et de COV. Ces composés sont en effet particulièrement liés aux émissions à froid du moteur et le changement de température influe donc directement. Ainsi, les émissions de CO à Helsinki représentent environ entre deux (183%) et trois fois (314%) les émissions à Séville. Les émissions à Helsinki tendent ainsi à se rapprocher des émissions sur

autoroute. Les émissions de NMCOV sont moins impactées, Helsinki représentant entre 104% et 145% de Séville.

Véhicule à allumage commandé (ME), selon la température ambiante Séville / Helsinki				
(mg.km ⁻¹)	CO	NMCOV	NO _x	PM
Norme Euro 5	1 000	68	60	-
Urbain	361 – 484 / 705 -1 011	47 – 62 / 101 – 134	47 – 62 / 68 – 72	-
Route	397 / 939 – 1 245	61 – 77 / 121 – 154	28 – 31 / 29 – 33	-
Autoroute	1447 / 1447	22 / 22	15 / 15	-
Véhicule à allumage par compression (MD), selon la température ambiante Séville / Helsinki				
(mg.km ⁻¹)	CO	NMCOV	NO _x	PM
Norme Euro 5	500	50	180	5
Urbain	184 / 210	24 / 34	540 / 573	2
Route	25 / 67	9 / 18	357 / 391	1
Autoroute	19 / 19	6 / 6	653 / 653	2

TABLEAU 68 – émissions sur cycles Artemis – Séville / Helsinki

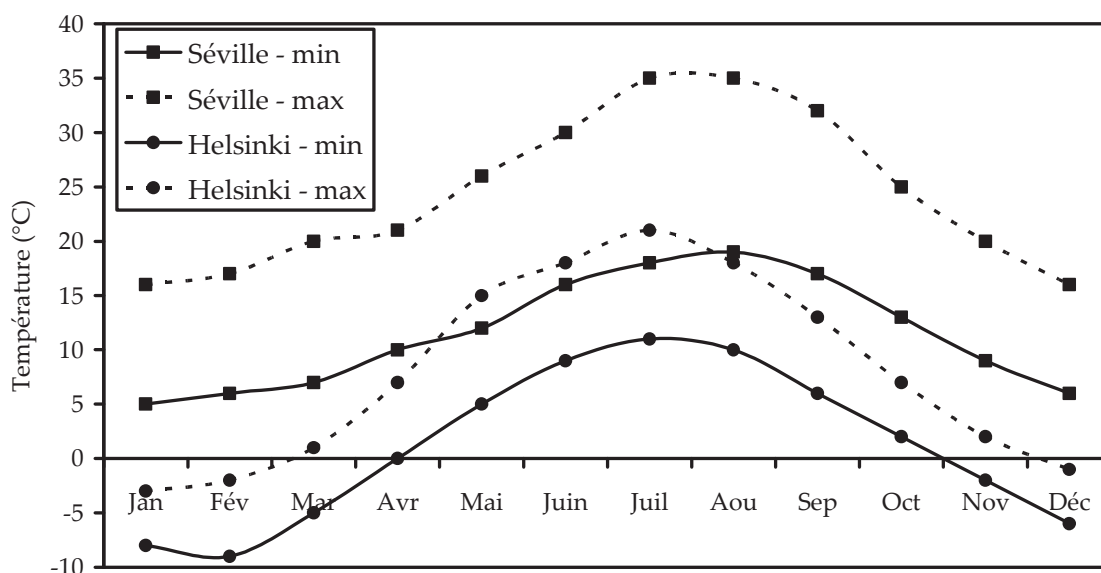


FIGURE 106 – températures retenues dans COPERT

Le tableau 69 présente l'effet de la vitesse moyenne sur les différents types de roulage. Une différence de 10 km.h⁻¹ est appliquée sur la vitesse moyenne (-10 km.h⁻¹ / +10 km.h⁻¹). L'effet de cette dernière est important car, les émissions étant mesurées par km, si la vitesse augmente, les parcours durent moins longtemps. Ainsi, l'augmentation de la vitesse possède deux effets opposés, selon le type de roulage. En ville, une vitesse moyenne plus élevée permet de contrebalancer les émissions à froid tandis que les émissions polluantes augmentent sur autoroute. De fait, sur autoroute, les émissions de CO du ME passent de 860 mg.km⁻¹ lorsque la vitesse moyenne est inférieure de 10 km.h⁻¹ à 1 935 mg.km⁻¹ lorsque la vitesse moyenne est supérieure de 10 km.h⁻¹. De même, les émissions de NO_x du MD passent de 542 mg.km⁻¹ à 717 mg.km⁻¹. *A contrario*, les émissions de CO et COV en cycle urbain et routier diminuent significativement lorsque la vitesse moyenne augmente (sauf pour les COV du ME en roulage routier).

	Véhicule à allumage commandé (ME) -10 km.h ⁻¹ / +10 km.h ⁻¹			
	CO (mg.km ⁻¹)	COV (mg.km ⁻¹)	NO _x (mg.km ⁻¹)	PM
Norme Euro 5	1 000	68	60	-
Urbain	501 - 638 / 492 - 721	96 - 130 / 73 - 97	68 - 75 / 62 - 70	-
Route	685 - 927 / 820 - 1 052	97 - 130 / 85 - 99	26 - 28 / 32 - 38	-
Autoroute	840 - 880 / 1 891 - 1 980	20 / 23	14 / 16	-
	Véhicule à allumage par compression (MD) -10 km.h ⁻¹ / +10 km.h ⁻¹			
	CO (mg.km ⁻¹)	COV (mg.km ⁻¹)	NO _x (mg.km ⁻¹)	PM (mg.km ⁻¹)
Norme Euro 5	500	50	180	5
Urbain	293 / 130	41 / 19	665 / 460	2 / 2
Route	68 / 39	15 / 10	341 / 419	2 / 2
Autoroute	20 / 29	6 / 6	542 / 717	1 / 2

TABLEAU 69 – émissions sur cycles Artemis – vitesse moyenne ± 10 km.h⁻¹

4.3 Véhicules finalement retenus

Lors de la réalisation des bilans WtT dans le chapitre précédent, des valeurs moyennes pour chaque impact ont été définies pour les différentes énergies étudiées. Néanmoins, compte-tenu des incertitudes associées, ces valeurs sont accompagnées de marges d'incertitudes, représentant soit les premiers et neuvièmes déciles issus des analyses de Monte-Carlo, soit les scénarios alternatifs d'analyses de sensibilité. Une approche relativement similaire est adoptée ici, avec la définition de valeurs de référence issues des normes Euro et d'incertitudes calculées à partir des émissions de COPERT. Trois véhicules sont retenus : un véhicule thermique à allumage commandé, un véhicule à allumage par compression et un véhicule électrique.

Les émissions et consommations retenues pour les deux véhicules thermiques sont issues de la consommation moyenne du véhicule européen telle que calculée pour 2012 et des normes Euro 5. Toutefois, les variations autour de ces valeurs, en particulier des émissions, sont extrêmement fortes. Il serait donc malaisé de tirer des conclusions uniquement à partir de ces valeurs. Par conséquent, on retiendra une marge d'erreur sur ces véhicules, calculées à partir des émissions sur cycle Artemis telles que définies dans la section précédente. Par ailleurs, ces émissions sont aussi susceptibles de varier, en particulier selon la part des émissions à froid et la vitesse moyenne retenue pour les trois types de parcours étudiés. De fait, on retiendra comme valeurs de sensibilité les minimums et maximums pour chacun des trois types de parcours. Ainsi, comme pour les valeurs WtT, les résultats TtW sont composés d'une moyenne accompagnée d'une marge d'erreur à prendre en compte pour les comparaisons. Les figures 107 et 108 présentent ces résultats, respectivement pour le ME et le MD (les impacts CML 2001 *abiotic depletion potential* et ReCiPe 2008 *fresh water eutrophication potential* ne sont pas représentés car les émissions des véhicules n'y contribuent pas). Plusieurs remarques peuvent être formulées. Ainsi, en valeurs relatives, l'acidification (AP), l'eutrophisation marine (MWEP) et la pollution particulaire (PMFP) sont identiques. Cela est dû au fait que ces impacts sont uniquement liés aux émissions de NO_x. Or, l'acidification est dépendante de trois substances principalement : SO₂, NH₃ et NO_x. NH₃ est émis en quantité négligeable par la combustion. En effet, NH₃ est un composé

réduit alors que la combustion a tendance à former des composés oxydés. Par ailleurs, le SO_2 étant lié au contenu en soufre du carburant, les quantités émises sont dorénavant négligeables vis-à-vis des NO_x . La pollution particulaire est dépendante des particules et de SO_2 , NH_3 et NO_x . Depuis l'application d'Euro 5, les particules sont émises en faibles quantités. Par conséquent, elles jouent un rôle négligeable sur la valeur du PMFP. Dans le cas du véhicule à ME, l'AP, le MWEP et le PMFP ont une marge d'erreur comprise entre -77% et +20%. Les parcours autoroutiers et routiers diminuent l'impact tandis que la conduite urbaine tend à les augmenter. Les marges d'erreurs sont plus importantes pour la formation d'ozone photochimique (POFP et POCP) car les variations d'émissions de CO et COV sont plus élevées. Ainsi, le POFP est compris entre -73% et +61% tandis que le POCP varie de -47% à +70%. Le cas du MD amène à un constat différent. Ainsi, le POCP entre -63% et +13% autour de la valeur de la norme, lié au fait que les émissions faibles de COV et de CO compensent les émissions de NO_x . Ces derniers sont en effet supérieurs, quel que soit le type de parcours. Cela est lié à plusieurs paramètres : la prise en compte des émissions à froid mais surtout les accélérations plus pénalisantes dans le cas du cycle urbain et la vitesse maximale plus élevée pour le cycle autoroutier. Pour l'AP, le MWEP et le PMFP, les impacts sont ainsi entre +89% et +298% par rapport à la valeur de référence, tandis que le POFP est compris entre +52% et +214%.

Par rapport à la consommation et aux émissions de CO_2 , il n'est pas possible d'utiliser COPERT pour obtenir des incertitudes. On considère donc que les émissions de CO_2 sont comprises entre 90 g et 190 g $\text{CO}_2.\text{km}^{-1}$, ce qui correspond à la majeure partie des véhicules commercialisés en 2012. Les consommations associées sont déduites des émissions de CO_2 .

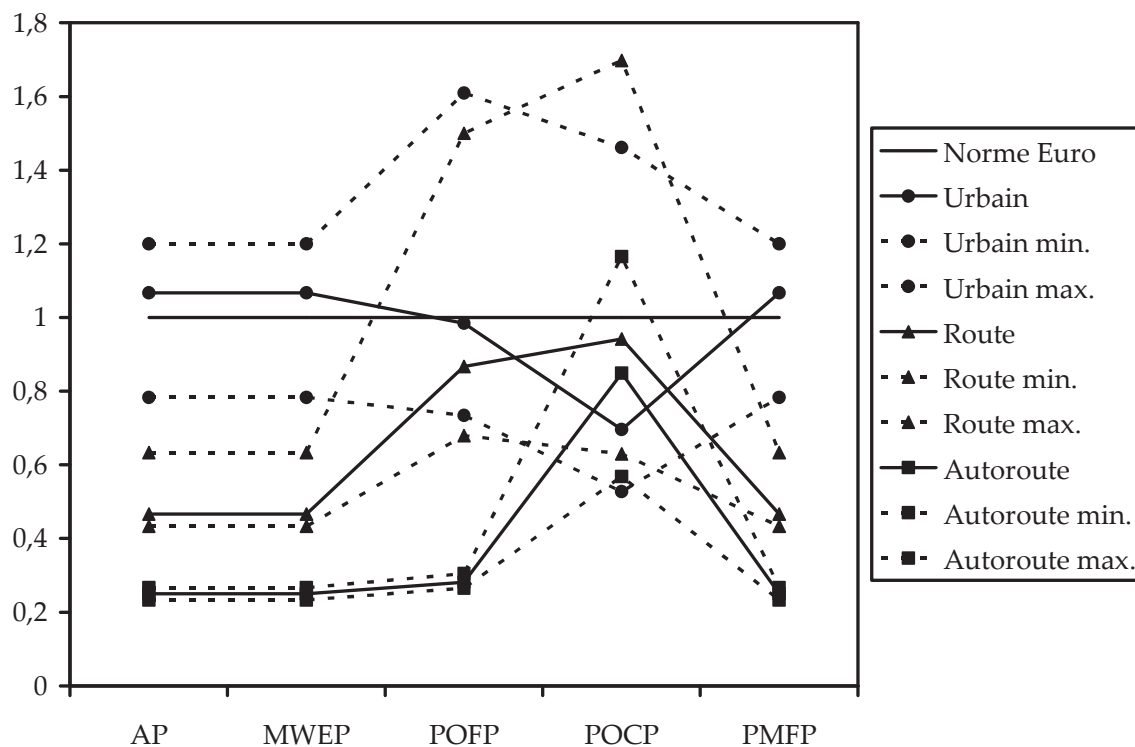


FIGURE 107 – véhicule à allumage commandé de référence et sensibilité

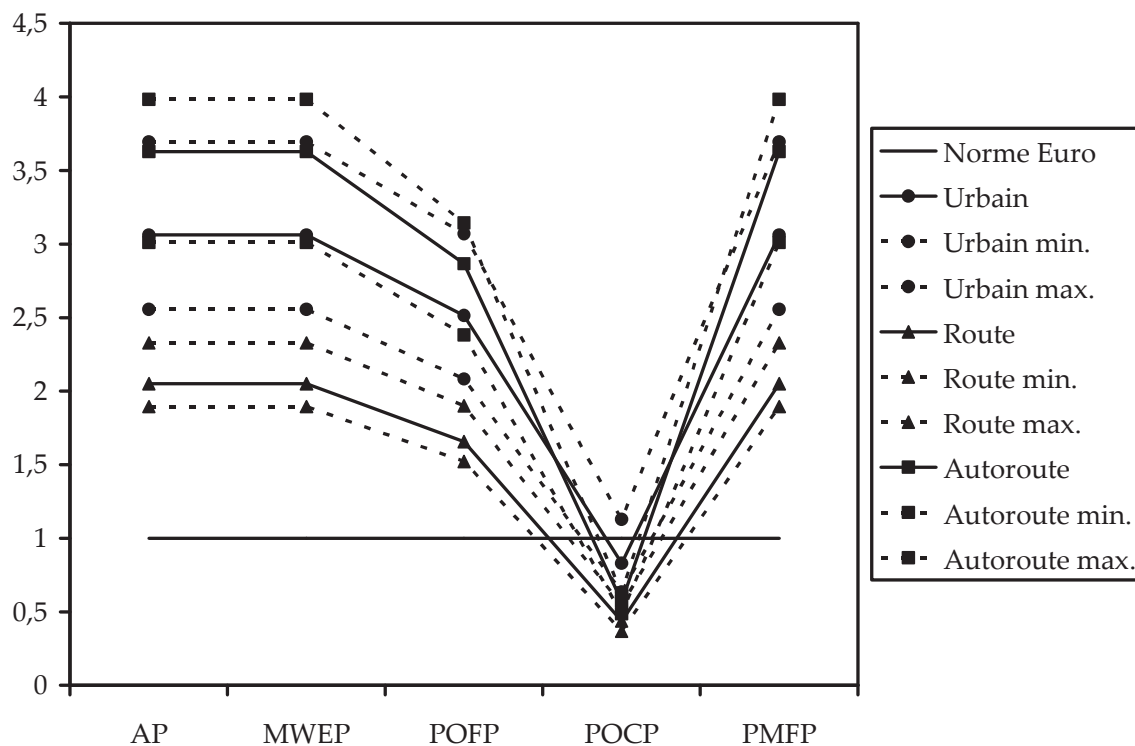


FIGURE 108 – véhicule à allumage par compression de référence et sensibilité

Concernant le véhicule électrique, la moyenne des quatre véhicules commercialisés permet d'obtenir une consommation d'électricité à la prise de 0,47 MJ.km⁻¹. L'incertitude associée à cette valeur est importante pour plusieurs raisons. La première

est que le nombre de véhicules retenus est faible et que, étant commercialisés depuis peu ou dans un horizon à court terme, il n'est pas possible de connaître leurs ventes et donc de pondérer les consommations par ces dernières. Par ailleurs, le VE est, comme le véhicule thermique, sensible aux type de parcours (urbain, routier, etc.) et à la manière de conduire. De plus, le VE étant une technologie nouvelle à l'image « verte » dans l'imaginaire des gens et à l'autonomie plus limitée (entre 100 et 200 km), il n'est pas encore possible de prévoir quel sera le comportement du conducteur moyen et donc dans quelle mesure la consommation du VE s'éloignera des consommations homologuées. En effet, l'aspect potentiellement anxiogène de l'autonomie et la volonté d'adopter une attitude éco-citoyenne (par une formation à l'écoconduite et une utilisation des technologies de réduction de la consommation) peuvent tout à fait amener à des comportements visant à optimiser la consommation du véhicule. Ainsi, par exemple, alors que l'autonomie de Fluence ZE annoncée est de 160 km sur NEDC, elle a pu être constatée à 100 km par la presse lors de conduite musclée en ville. Mais l'autonomie a aussi pu atteindre 220 km lorsque les conducteurs faisaient attention à la consommation. Il est donc difficile de donner une consommation précise mais, néanmoins, en prenant en compte les données énoncées ci-dessus, on considérera une erreur moyenne de $\pm 38\%$ sur la consommation. La consommation retenue est donc $0,47 \pm 0,13$ MJ.km⁻¹. Les incertitudes ne portent naturellement que sur la consommation, le VE n'émettant pas de polluant à l'usage.

5 Flotte européenne moyenne

La définition des véhicules de la flotte moyenne répond au souhait de disposer d'une valeur représentative d'un état de référence vis-à-vis duquel toutes les nouvelles alternatives peuvent être comparées. Afin d'être le plus objectif possible, on considère que la référence est la flotte circulant en UE-27. En utilisant des données issues d'Eurostat, il est possible de connaître l'âge de la flotte circulant en 2009 (dernière année disponible en 2012) : moins de 2 ans = 13%, de 2 à 5 ans = 22%, de 5 à 10 ans = 28%, 10 ans et plus = 36%. Cette composition est relativement stable dans le temps. L'écart-type absolu sur chacune de ces valeurs, entre 2005 et 2009, est de 1% à 3%. Il est donc possible de considérer que cette répartition sera identique entre 2009 et 2020, même si les primes à la casse instaurées dans certains pays européens pour relancer l'industrie automobiles sont susceptibles d'avoir modifié cette répartition.

Connaissant l'âge de la flotte pour une date donnée, il est possible de calculer la date de mise en vente des différents véhicules roulant et donc d'en déduire leurs consommations et leurs émissions de CO₂ moyennes ainsi que la norme Euro à laquelle ils se conforment. Il est donc possible, pour une date donnée, de calculer un véhicule-type représentant la flotte circulant en UE-27. La figure 109 illustre la composition de la flotte en fonction de l'année. En 2012, on peut ainsi considérer que le véhicule de référence répond aux normes de dépollution suivantes : Euro 2 : 22%, Euro 3 : 31%, Euro 4 : 26%, Euro 5 : 21%, Euro 6 : 0%. Par ailleurs, les émissions de CO₂ peuvent être modélisées de la même façon que pour le véhicule vendu en 2012, en utilisant les valeurs de CO₂ rapportées depuis 2000 dans le cadre de la décision 1753/2000/CE.

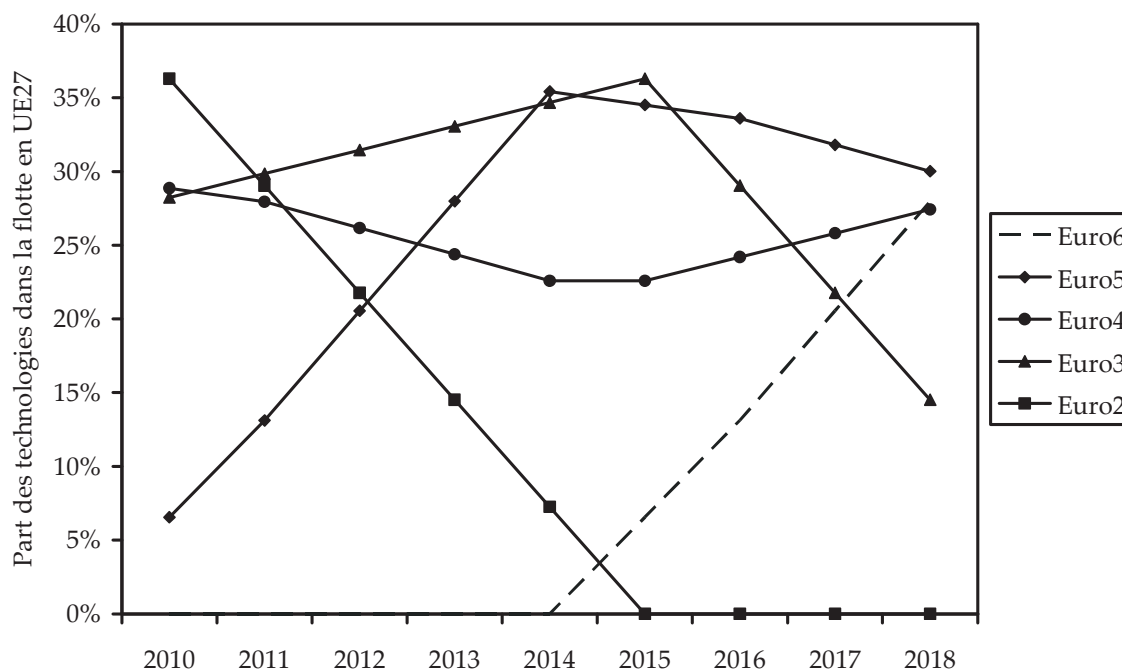


FIGURE 109 – composition de la flotte de véhicules particuliers circulant en UE-27

Les impacts environnementaux des véhicules de référence de la flotte en 2012 sont présentés dans le tableau 70. De manière évidente, leurs impacts sont plus élevés que les véhicules types vendus en 2012 (rappelés entre parenthèses dans le tableau 70). Ces impacts sont dus à la présence de véhicule Euro 2, Euro 3 et Euro 4. Pour le véhicule ME, on constate ainsi une diminution par deux des impacts liés aux NO_x (acidification AP, eutrophisation MWEP et formation d’ozone photochimique PMFP) et par trois pour le POCP, lié principalement aux COV. Pour le véhicule MD, la diminution est du même ordre pour les impacts liés aux NO_x (AP et MWEP) et très faible pour le POCP. En outre, l’effet du FaP et de la restriction drastique de la masse de particules émises avec Euro 5 a permis de diminuer de 93% la pollution particulaire (PMFP).

Impacts pour 1 km parcouru, cycle NEDC	Véhicule ME	Véhicule MD
GWP – ReCiPe 2008 (g CO ₂ -éq.)	162 (VeV = 138)	153 (VdV = 135)
AP – ReCiPe 2008 (mg SO ₂ -éq.)	75 (VeV = 34)	237 (VdV = 101)
MWEP – ReCiPe 2008 (mg N-éq.)	52 (VeV = 23)	164 (VdV = 70)
POFP – ReCiPe 2008 (mg NMVOC-éq.)	353 (VeV = 128)	498 (VdV = 230)
POCP – CML 2001 (mg C ₂ H ₄ -éq.)	127 (VeV = 47)	38 (VdV = 32)
PMFP – ReCiPe 2008 (mg PM ₁₀ -éq.)	35 (VeV = 18)	590 (VdV = 40)

TABLEAU 70 – impacts environnementaux pour 1 km parcouru avec les véhicules de référence de la flotte en 2012

6 Bilan

Le tableau 71 récapitule les impacts environnementaux de la phase TtW tels qu’obtenus dans les sections précédentes. Ces valeurs serviront à l’établissement des bilans WtW, présentés dans le chapitre 9.

Impact	ADP	GWP	AP	MWEP	POFP	POCP	PMFP
Unité (km ⁻¹)	MJ.	g CO ₂ -éq.	g SO ₂ -éq.	mg N-éq.	mg C ₂ H ₄ -éq.	mg COV-éq.	mg PM ₁₀ -éq.
Véhicule essence flotte UE-27	2,21	162	75	52	353	127	35
Véhicule diesel flotte UE-27	2,09	153	237	164	498	38	590
Véhicule essence	1,88	138	34	23	128	53	18
Véhicule essence – min.	1,23	90	8	5	34	28	4
Véhicule essence – max.	2,59	190	40	28	206	91	18
Véhicule diesel	1,84	135	101	70	230	37	38
Véhicule diesel – min.	1,23	90	101	70	230	14	38
Véhicule diesel – max.	2,59	190	402	279	723	41	151
Véhicule électrique	0,47	0	0	0	0	0	0
Véhicule électrique – min.	0,60	0	0	0	0	0	0
Véhicule électrique – max.	0,34	0	0	0	0	0	0

TABLEAU 71 – impacts environnementaux de la phase TtW

Chapitre 7 Caractérisation des impacts toxiques et écotoxiques : USEtox

APRÈS avoir étudié les impacts du puits au réservoir (chapitre 5) et du réservoir à la roue (chapitre 6), ce chapitre est consacré aux impacts toxiques et écotoxiques des énergies pour l'automobile. Il a été montré dans le chapitre 4 la difficulté d'estimer ce type d'impacts à l'aide des indicateurs existants. Du fait de sa nature consensuelle, le modèle USEtox a été retenu ici.

Ce chapitre est articulé en quatre parties principales : la première décrit succinctement le modèle USEtox et comment celui-ci a été utilisé. La seconde est consacrée aux différents polluants émis par les systèmes étudiés : les composés organiques volatils non méthaniques (NMCOV), les pesticides et les métaux. Cette partie décrit les caractéristiques de ces groupes de polluants ainsi que la manière dont ils ont été modélisés. La troisième section présente les résultats obtenus pour chaque énergie, avec les différentes émissions responsables des impacts. Enfin, la dernière section discute des incertitudes et de l'interprétation qui peut être faite des résultats.

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans le journal « International Journal of LCA » [218] ainsi qu'une présentation en congrès à la Life Cycle Management Conference (LCM) [219].

1 Caractéristiques de USEtox et des systèmes étudiés

1.1 USEtox

Comme il a été montré dans le chapitre 4, alors que de nombreux indicateurs d'impacts convergent entre les différentes méthodes de caractérisation utilisées en analyse de cycle de vie (ACV), la toxicité et l'écotoxicité restent problématiques. Ainsi, le passage d'une méthode à une autre peut totalement changer les conclusions de l'étude réalisée. Pour un industriel, les ACV sont fréquemment utilisées pour la prise de décision. Ainsi, les indicateurs peuvent évoluer mais doivent être suffisamment nombreux et aboutis pour ne pas remettre en cause une décision. Dans le même temps, il s'agit de garder un nombre d'indicateurs au juste nécessaire pour permettre le pilotage. De fait, ces deux impacts ne sont pas étudiés au sein de Renault. Néanmoins, compte-tenu des rejets polluants de l'automobile et de la production des agrocarburants, ne pas prendre en compte ces impacts peut biaiser l'interprétation des résultats de l'ACV.

USEtox [220] est issu d'une volonté de consensus [221] entre les différentes méthodes utilisées en ACV pour l'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques (aquatiques uniquement pour le moment). On ne détaille pas ici son fonctionnement, tel que publié par ROSENBAUM et al. [220]. Néanmoins, on en présente certaines caractéristiques qui font son intérêt dans le cadre où elle est utilisée ici. Son premier intérêt est son aspect consensuel, qui permet de disposer pour la première fois d'indicateurs de toxicité et écotoxicité qui soient acceptés par les auteurs des différentes méthodologies de caractérisation des impacts ce qui permettrait à Renault de les utiliser. Son second intérêt est le grand nombre de substances couvertes, ce qui permet de l'employer dans le cadre de nos systèmes puisque la majeure partie des émissions sont incluses dans le modèle. De plus, le modèle est distribué à la fois sous forme de liste de facteurs d'impacts mais aussi sous forme d'un fichier Microsoft Excel permettant de comprendre et éventuellement intervenir dans la méthode de calcul des impacts. Cela facilite aussi, si nécessaire, le fait de rajouter des substances qui seraient préalablement non disponibles. Enfin, un autre avantage de USEtox est de séparer l'atmosphère urbaine des autres compartiments environnementaux (atmosphère continentale et mondiale, Cf. figure 110). Ces deux derniers points contribuent aux développements méthodologiques décrits dans le chapitre 8. Le principal inconvénient de USEtox, dorénavant résolu, était le fait que les facteurs de caractérisation n'étaient pas intégrés dans le logiciel GaBi 4. Ces valeurs sont maintenant renseignées mais il a fallu, dans le cadre de la thèse, mettre au point un fichier Excel permettant de passer aisément des facteurs USEtox contenus dans les fichiers Excel à des facteurs dans GaBi 4. En particulier, de nombreuses divergences dans les noms (utilisations fréquentes de noms usuels dans GaBi au lieu des noms standardisés par l'IUPAC, *International union of pure and applied chemistry*, Union internationale de chimie fondamentale et appliquée) ont rendu fastidieux le passage de USEtox à GaBi.

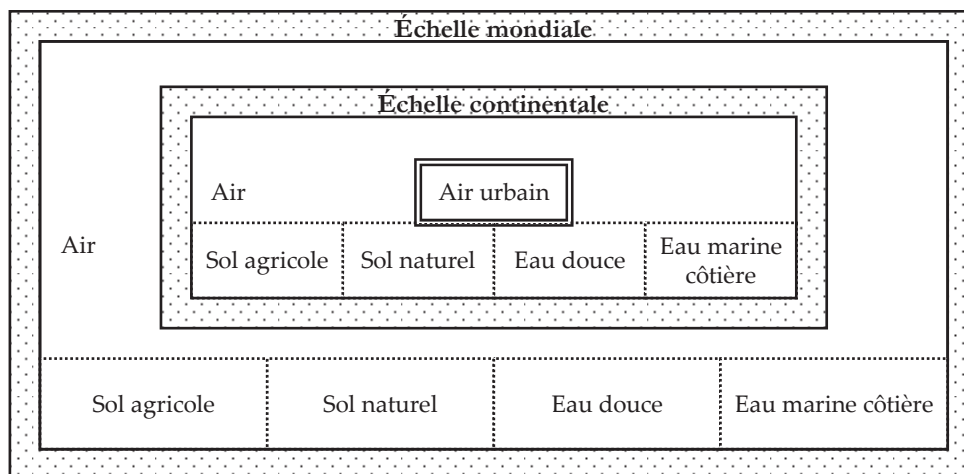


FIGURE 110 – compartiments environnementaux de USEtox, d’après [221]

1.2 Implantation de USEtox

Évaluer un impact environnemental en ACV implique de disposer de données d’inventaire précises et fiables. Ce constat a souvent été un frein à l’utilisation d’indicateurs pour la toxicité ou l’écotoxicité car le nombre de substances à prendre en compte est nettement plus important que pour les autres impacts tels l’acidification ou l’eutrophisation. Ainsi, il n’est pas possible d’évaluer la toxicité des gaz d’échappement automobiles en se contentant d’appréhender les émissions de composés organiques volatils non méthaniques (NMCOV) en tant que groupe indistinct ou d’évaluer l’écotoxicité associée à la production des agrocarburants en regroupant les émissions aquatiques dans des catégories telles que « pesticides » ou « métaux ». Cela implique de plus de disposer de la même finesse d’inventaire pour toutes les étapes de l’ACV. En effet, disposer d’un inventaire plus fin sur une étape du cycle de vie risque de conduire à une surestimation de ses impacts vis-à-vis des autres étapes, uniquement car l’inventaire est plus précis. C’est ainsi qu’une étude menée par l’Ademe en 2010 sur les agrocarburants utilisés en France [60] a surestimé les impacts toxiques de la phase automobile, uniquement parce-que certains NMCOV toxiques avaient été identifiés dans les gaz d’échappement automobiles, sans que le même travail d’inventaire soit effectué dans la phase de production des carburants.

Les systèmes étudiés ici émettent principalement quatre groupes de polluants susceptibles d’avoir un impact toxique ou écotoxique : les pesticides, les métaux, les NMCOV et les particules. Les deux premiers groupes sont détaillés dans les paragraphes suivants, les pesticides et les métaux possédant des impacts toxiques et écotoxiques pouvant être décrits en utilisant USEtox. Les NMCOV possèdent deux impacts. Le premier est la catalyse de l’ozone photochimique, qui n’est pas pris en compte par USEtox car il ne s’agit pas d’un impact toxique direct. Il est mesuré à l’aide des indicateurs ReCiPe 2008 POFP (*photochemical ozone formation potential*) et CML 2001 POCP (*photochemical ozone creation potential*). Le second, lié à leur toxicité intrinsèque, est toutefois quantifiable avec USEtox. Enfin, les particules, qui possèdent un impact toxique non négligeable, ne sont pas non plus prises en compte dans USEtox, étant

mesuré à l'aide de l'indicateur ReCiPe 2008 PMFP (*particulate matter formation potential*).

2 Composition des NMCOV

2.1 Présentation des NMCOV

Les NMCOV étudiés dans nos systèmes sont principalement issus de trois sources : les activités de combustion, l'évaporation de carburants et l'utilisation de solvants industriels. Pour ce dernier cas, il est aisé de déterminer l'espèce de NMCOV émise puisqu'il s'agit simplement d'une fraction du solvant utilisé. L'évaluation des espèces émises par les activités de combustion et d'évaporation est plus complexe. En effet, les espèces émises dépendent à la fois de la nature du combustible et des conditions dans lesquelles il est brûlé. Les NMCOV des systèmes étudiés se classent principalement dans l'une des six familles suivantes : alcanes, alcènes, aromatiques (monocycliques), aldéhydes, cétones et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). De nombreux NMCOV présentent un impact toxique et écotoxique avéré, dont les symptômes et les conséquences sont variés. On peut, dans le désordre, répertorier les effets suivants : irritations cutanées, irritation des yeux, irritation des organes respiratoires, céphalées, troubles cardiaques, digestifs, rénaux, hépatiques et nerveux, mutagenèse et cancérogenèse [222].

Les alcanes sont composés uniquement de carbone et d'hydrogène et ne possèdent que des liaisons saturées. L'alcane le plus simple est le méthane, de formule CH_4 et l'alcane le plus simple du groupe des NMCOV est l'éthane, de formule C_2H_6 . De manière générale, les alcanes, de par leur faible réactivité, ne jouent pas de rôle significatif dans les activités biologiques et ont de fait un potentiel toxique relativement faible. Ils peuvent être répartis en trois groupes : linéaires, ramifiés et cycliques.

Les alcènes, comme les alcanes, sont composés de carbone et d'hydrogène mais possèdent des liaisons insaturées. L'alcène le plus simple est l'éthylène, de formule C_2H_4 . Ils ont une température d'ébullition plus basse que les alcanes ainsi qu'une réactivité plus élevée, du fait de la présence de doubles liaisons. Contrairement aux alcanes, de nombreux alcènes possèdent un pouvoir toxique, même lorsqu'ils sont simples. Par exemple, le buta-1,3-diène (appelé aussi vinyl éthylène) est toxique et considéré comme cancérigène par la classification SGH (système général harmonisé, utilisé pour définir les pictogrammes de sécurité apposés sur les substances chimiques).

Les aromatiques sont des hydrocarbures se caractérisant par la présence d'un ou plusieurs cycles « aromatiques ». L'aromatique le plus typique est le benzène, formé d'un cycle de six atomes de carbones et six atomes d'hydrogène autour duquel gravitent des électrons non localisés. Ces électrons « gravitant » sont caractéristiques des aromatiques et le benzène est généralement représenté sous la forme d'un rond (représentant les électrons mobiles) dans un hexagone (représentant le cycle de six atomes de carbone – hydrogène). Lorsque la molécule contient plusieurs cycles, on

parle d'hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP). Les aromatiques non polycycliques émis par la combustion sont principalement des dérivés du benzène : éthylbenzène (C₈H₁₀), xylène (C₈H₁₀, diméthylbenzène, dont les groupes méthyles peuvent être en position ortho, para ou méta), toluène (C₇H₈, méthylbenzène), etc. De nombreux composés aromatiques sont toxiques ou possèdent un effet mutagène (dont le benzène par exemple). Par conséquent, leur teneur dans l'essence est dorénavant limitée.

Les aldéhydes sont des hydrocarbures possédant un groupement carbonyle, c'est-à-dire que l'un des atomes de carbone est relié à un atome d'oxygène par une double liaison. Les aldéhydes les plus rencontrés dans les émissions sont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acroléine, appelés aussi respectivement méthanal, éthanal et propanal et qui sont les trois aldéhydes les plus simples (respectivement de formule CH₂O, C₂H₄O et C₃H₆O). Les aldéhydes sont des substances toxiques (leurs quantités dans les émissions des échappements automobiles sont ainsi réglementées aux États-Unis et au Brésil) et mutagènes.

Les HAP sont des hydrocarbures comportant plusieurs cycles aromatiques. Ce groupe contient de très nombreuses espèces dont la plus emblématique est le benzo(a)pyrène, de formule C₂₀H₁₂. Ils sont issus des activités de combustion et font l'objet d'un suivi particulier du fait de leur très forte persistance dans l'environnement. Par ailleurs, cette forte persistance est très fréquemment liée à une forte toxicité, ce qui fait d'eux un sujet de préoccupation environnementale majeur. Les principaux HAP rencontrés sont le benzo(a)pyrène (C₂₀H₁₂), l'anthracène (C₁₄H₁₀), le coronène (C₂₄H₁₂), le naphthalène (C₁₀H₈), le pyrène (C₁₆H₁₀), le phénanthrène (C₁₄H₁₀), etc. Ces composés possèdent tous une toxicité et un pouvoir mutagène importants associés à une faible biodégradation.

2.2 Échappements automobiles

En Europe, le logiciel COPERT (*computer programme to calculate emissions from road transport*, logiciel de calcul des émissions du transport routier) [216], issu du projet Artemis [215], constitue la référence pour les émissions liées aux transports. Outre l'utilisation de COPERT telle qu'elle a été faite dans le chapitre 6, il est aussi possible de l'utiliser pour la caractérisation des émissions dites « non-réglées », comme la composition des COV qui n'est pas régulée par la norme Euro (seule la quantité totale de COV est soumise à des une limite d'émission). En effet, ces dernières se contentent de séparer les NMCOV du méthane, contrairement aux normes américaines par exemple qui définissent aussi un seuil pour les émissions d'aldéhydes. COPERT permet d'obtenir la composition des NMCOV des échappements automobiles des normes Euro 1 à Euro 6 de manière extrêmement détaillée puisqu'elle couvre 91 espèces.

Les compositions obtenues sont présentées dans le tableau 72 pour 5 niveaux de dépollution (Euro 1 à Euro 5) et regroupées par grandes catégories. On peut ainsi constater que les émissions d'alcane, d'alcène, d'alcyne et de cétones sont

globalement assez similaires entre essence et diesel. Ainsi, les alcynes et les cétones représentent une proportion faible des émissions, tandis que les alcanes et les alcènes forment une part importante (entre 36% et 48%). La différence entre essence et diesel tient aux émissions d'aromatiques et d'aldéhydes. Ces différences sont liées à la nature du carburant et aux conditions de combustion. Ainsi, pour la combustion essence, peu d'aldéhydes sont formés car la stœchiométrie de la combustion et de la dépollution tendent à favoriser les composés réduits plutôt que les composés oxygénés. *A contrario*, la combustion Diesel est fortement émettrice d'aldéhydes, compte-tenu de l'excès d'oxygène lors de la combustion et du fait que le catalyseur 2 voies ne peut pas éliminer les composés oxydés (dont font partie les NOx ou les aldéhydes). De plus, les échappements essence contiennent une plus grande proportion d'aromatiques (près de la moitié des émissions), du fait de la composition de l'essence qui contient plus de composés aromatiques alors que le gazole, carburant plus « lourd », émet plus de HAP lors de sa combustion. La mesure de la composition des NMCOV étant un procédé délicat et la composition de ces derniers pouvant potentiellement fluctuer selon les véhicules étudiés et selon la conduite adoptée, il est nécessaire d'adjoindre aux résultats issus de COPERT une analyse de sensibilité. Une revue de la littérature [223], [224], [225], [226], [227] permet d'obtenir les écarts-types présentés dans le tableau 72 et de conforter les résultats obtenus avec COPERT. Par ailleurs, le tableau 73 présente la part des dix composés les plus émis par les moteurs Diesel et essence Euro 5 (le tableau complet est disponible en annexe). On constate ainsi qu'en dehors de l'éthylène (alcène) et du naphthalène (HAP), aucune espèce n'est commune entre les deux motorisations.

Espèces	Échappement essence		Échappement Diesel		
	Euro 2	Euro 3, 4, 5	Euro 2	Euro 3	Euro 4, 5
Alcanes	31% (± 5%)	29% (± 5%)	24% (± 6%)	22% (± 6%)	21% (± 6%)
Alcènes	17% (± 3%)	16% (± 3%)	16% (± 12%)	15% (± 12%)	15% (± 12%)
Alcynes	3% (± 1%)	3% (± 1%)	2% (± 3%)	2% (± 3%)	2% (± 3%)
Aldéhydes	3% (± 2%)	3% (± 2%)	29% (± 12%)	28% (± 12%)	26% (± 12%)
Cétones	1% (± 0%)	1% (± 0%)	4% (± 1%)	4% (± 1%)	3% (± 1%)
Aromatiques	44% (± 9%)	42% (± 9%)	18% (± 3%)	17% (± 3%)	17% (± 3%)
HAP	≤1% (nd)	6% (nd)	7% (nd)	12% (nd)	16% (nd)

TABLEAU 72 – composition des NMCOV à l'échappement automobile

Échappement essence		Échappement Diesel	
Toluène (<i>aromatique</i>)	10%	Alcanes > C ₁₃ (<i>alcanes</i>)	15%
Éthylène (<i>alcène</i>)	7%	Naphtalène (<i>HAP</i>)	14%
Isopentane (<i>alcane</i>)	6%	Aromatiques > C ₁₃ (<i>aromatiques</i>)	11%
Aromatiques > C ₁₀ (<i>aromatiques</i>)	6%	Formaldéhyde (<i>aldéhyde</i>)	10%
Benzène (<i>aromatique</i>)	5%	Éthylène (<i>alcène</i>)	9%
Naphtalène (<i>HAP</i>)	5%	Acétaldéhyde (<i>aldéhyde</i>)	5%
Xylène (méta, para) (<i>aromatique</i>)	5%	Propylène (<i>alcène</i>)	3%
Butane (<i>alcane</i>)	5%	Acroléine (<i>aldéhyde</i>)	3%
Aromatiques C ₉ (<i>aromatique</i>)	4%	Acétone (<i>cétone</i>)	2%
1,2,4-triméthylbenzène (<i>aromatique</i>)	4%	Acétylène (<i>alcyne</i>)	2%
Autres	43%	Autres	26%

TABLEAU 73 – dix principales espèces émises par les échappements automobiles (détails des autres espèces en annexe, paramètres externes GaBi)

La composition des NMCOV est modifiée par l'utilisation de carburants alternatifs. De fait, l'incorporation d'éthanol, dans des teneurs allant jusqu'à 85%, possède un effet important puisque le carburant brûlé ne contient plus que 15% d'essence. La littérature [228], [229], [230], [231], [232], [233], [234] est ainsi unanime sur l'augmentation des émissions d'éthanol imbrûlé et d'aldéhydes lors de l'incorporation d'éthanol, même en quantités modérées (10%), tandis que de nombreux aromatiques (en particulier le benzène) voient leur émissions diminuer. Par ailleurs, les différents tests effectués au sein de Renault vont dans le même sens. La valeur moyenne pour l'E₁₀ dans la littérature indique des émissions d'aldéhydes multipliées par 2 (augmentation de 100%) tandis que les tests effectués au sein de Renault mettent en évidence une multiplication par 6 lors de l'utilisation d'E₈₅ (pour un même véhicule et un même moteur), les principaux aldéhydes étant le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, issus de la dépollution partielle de l'éthanol (réduction imparfaite). En outre, les émissions d'éthanol en E₈₅ tendent à composer la moitié des émissions de NMCOV, même si cette tendance est surtout vraie en cycle urbain. En dehors de ces variations, la répartition des émissions des autres composés ne semble pas suivre de grande tendance, en dehors naturellement de leur diminution liée à l'augmentation de la part des émissions d'aldéhydes et d'éthanol. En effet, les tendances observées lors de la combustion en sortie du moteur ne sont pas extrapolables à la sortie des systèmes de dépollution des lignes d'échappement. Par ailleurs, il n'existe pas non plus de relation linéaire simple entre teneur en éthanol et teneurs en aldéhydes et éthanol dans les gaz d'échappement car ces concentrations sont liées à la fois à la combustion mais aussi au fait que les aldéhydes et les alcools sont moins dépollués par le catalyseur que d'autres composés [233]. Par conséquent, en appliquant les constats décrits précédemment, le tableau 74 présente les principales espèces émises en utilisant de l'E₁₀ et de l'E₈₅ :

Échappement E10		Échappement E85	
Éthanol (<i>alcool</i>)	17%	Éthanol (<i>alcool</i>)	50%
Toluène (<i>HAP</i>)	8%	Formaldéhyde (<i>aldéhyde</i>)	10%
Éthylène (<i>alcène</i>)	5%	Acétaldéhyde (<i>aldéhyde</i>)	4%
Isopentane (<i>alcane</i>)	5%	Toluène (<i>aromatique</i>)	4%
Aromatiques > C10 (<i>aromatiques</i>)	4%	Éthylène (<i>alcène</i>)	3%
Benzène (<i>aromatique</i>)	4%	Isopentane (<i>alcane</i>)	3%
Naphtalène (<i>HAP</i>)	4%	Aromatiques > C10 (<i>aromatiques</i>)	2%
Xylène (méta, para) (<i>aromatique</i>)	4%	Benzène (<i>aromatique</i>)	2%
Butane (<i>alcane</i>)	4%	Naphtalène (<i>HAP</i>)	2%
Formaldéhyde (<i>aldéhyde</i>)	3%	Xylène (méta, para) (<i>aromatique</i>)	2%
Autres	42%	Autres	18%

TABLEAU 74 – principales espèces émises par l'utilisation d'éthanol (détails des autres espèces en annexe, paramètres externes GaBi)

Le B30 est moins étudié dans la littérature, en particulier du fait qu'il ne s'agit pas d'un carburant disponible à la pompe. Les études menées sur le parc Renault fonctionnant au B30 semblent dégager une tendance à la diminution des aldéhydes de 30% mais le parc étudié est trop faible pour en tirer des conclusions. De surcroît, MACHADO et al. [235] et KRAHL et al. [236] ont montré une augmentation des aldéhydes avec l'utilisation de biodiesel. Le parc étudié par Renault comme par ces études de la littérature est trop faible pour en tirer une marge d'incertitude dont on puisse être certain qu'elle soit représentative de la flotte. Par conséquent, on ne retiendra pas d'influence quantitative de l'utilisation du B30 sur les émissions, non pas parce-que l'on considère qu'il n'y a pas d'effet, mais parce-que les données pour les quantifier, même de manière imprécise, sont insuffisantes.

2.3 Émissions liées à l'évaporation

Cette catégorie d'émissions est plus simple que la précédente car le nombre de carburants s'évaporant est restreint. En effet, seuls l'essence et l'éthanol possèdent cette propriété. Les espèces émises par l'évaporation de l'éthanol sont aisées à identifier puisqu'il s'agit simplement de l'éthanol. Dans le cas de l'essence, les substances émises sont en plus grand nombre et dépendent à la fois des proportions des composés présents dans l'essence et de leur pression de vapeur saturante. Le registre EMEP/EEA (*European monitoring and evaluation programme / European environment agency*, programme d'évaluation et de contrôle / Agence européenne de l'environnement) donne les proportions des substances émises pour l'évaporation de l'essence utilisée en Europe. Ces émissions sont présentées dans le tableau 75. On peut ainsi constater qu'une large proportion des émissions est constituée du pentane et de ses dérivés (58%). Par ailleurs, une fois mélangé avec l'essence, l'éthanol tend à former des azéotropes avec cette dernière, même une fois que le véhicule n'utilise plus d'éthanol. Ces azéotropes sont de nature chimique variée et sont difficile à évaluer. Ils sont donc négligés ici et l'on considère que les émissions par évaporation de l'E85 correspondent à celles de l'essence et l'éthanol.

Espèce	%	Espèce	%
3-méthylpentane (<i>alcane</i>)	25%	Éthylbenzène (<i>aromatique</i>)	4%
2-méthylpentane (<i>alcane</i>)	14%	o-xylène (<i>aromatique</i>)	3%
Isopentane (<i>alcane</i>)	11%	n-hexane (<i>alcane</i>)	2%
n-pentane (<i>alcane</i>)	8%	n-heptane (<i>alcane</i>)	2%
n-butane (<i>alcane</i>)	6%	Trans-2-pentène (<i>alcène</i>)	2%
m-xylène (<i>aromatique</i>)	6%	Trans-2-butylène (<i>alcène</i>)	1%
Propane (<i>alcane</i>)	5%	Cis-2-butylène (<i>alcène</i>)	1%
Isobutane (<i>alcane</i>)	4%	Benzène (<i>aromatique</i>)	1%
Toluène (<i>aromatique</i>)	4%	Autres	<1%

TABLEAU 75 – composition des NMCOV émis par l'évaporation de l'essence [39]

2.4 Émissions liées à la combustion (WtT)

La modélisation des principales étapes de la production des carburants et de l'électricité (c'est-à-dire « du puits au réservoir » ou, communément en anglais, *well to wheels* WtT) a été décrite dans le chapitre 5 et les principales émissions atmosphériques relevées dans l'inventaire sont issues du registre des émissions EMEP/EEA. Or, celui-ci rassemble les émissions de NMCOV sous un seul groupe, à l'exception du benzo(a)pyrène et du benzo(k)fluoranthène (HAP). Par ailleurs, les données concernant la composition des NMCOV sont souvent incomplètes, comme dans le cas d'ecoinvent où certains procédés décomposent les NMCOV et d'autres non. On utilise donc majoritairement ici les données issues de PASSANT [237], et publiée en 2006 par THELOKE et FRIEDRICH [238] qui permettent d'obtenir la spéciation pour l'ensemble des activités de combustion modélisées. Ces données sont issues des chiffres de références édités par l'Agence américaine de l'environnement (EPA, *Environmental protection agency*). Certaines activités émettent un nombre limité d'espèces différentes de NMCOV, comme par exemple le torchage du gaz naturel. En effet, le nombre d'espèces émises est dépendant des conditions de combustion et de la nature du combustible brûlé. Dans le cas d'un combustible simple comme le gaz naturel (constitué majoritairement de méthane et d'une petite fraction d'éthane, propane et butane), le nombre de NMCOV émis lors de la combustion est limité alors que dans le cas de combustibles complexes, comme le charbon ou le fioul, le nombre d'espèces émises est plus conséquent. Les tableaux qui suivent présentent les principaux NMCOV émis (en % massiques) selon le combustible brûlé et la technologie de combustion. L'inventaire des espèces de NMCOV pouvant être important, on ne présente ici que les cinq espèces majoritaires pour chaque activité. Le tableau 76 contient les valeurs retenues pour la combustion du gaz naturel dans quatre technologies différentes : la torchère, la chaudière, la turbine (composition identique à la chaudière) et le moteur à combustion interne. Plusieurs substances sont caractéristiques de la combustion du gaz naturel : l'éthane, le butane et le propane apparaissent naturellement car ces NMCOV sont caractéristiques des impuretés du gaz naturel. Par ailleurs, le formaldéhyde est lui aussi un composé caractéristique de la combustion du gaz naturel.

Torçère		Chaudière et turbine		Moteur	
Propane	38%	Pentane	25%	Éthane	60%
Formaldéhyde	38%	Butane	20%	Propane	12%
Éthane	24%	Formaldéhyde	18%	Propylène	7%
-		Propane	9%	Butane	5%
-		Benzène	9%	Formaldéhyde	3%

TABLEAU 76 – principaux NMCOV émis par la combustion du gaz naturel

Fioul, four et chaudière		Fioul, moteur de bateau		Diesel, moteur non dépollué	
Formaldéhyde	47%	Benzène	20%	Alcanes C ₁₃	18%
Acétone	31%	Éthylène	13%	Aromatiques C ₁₃	13%
Butane	16%	Décane	13%	Formaldéhyde	12%
Hexane	6%	Toluène	10%	Éthylène	11%
-		Isobutylène	10%	Acétaldéhyde	6%

TABLEAU 77 – principaux NMCOV émis par la combustion des dérivés du pétrole

Houille, lignite		Gaz de raffinerie		Biomasse	
m-xylène	39%	Butane	25%	Pentane	25%
Éthylbenzène	11%	Éthane	23%	Butane	20%
o-xylène	9%	Propane	20%	Formaldéhyde	18%
Hexane	9%	Propylène	19%	Propane	9%
2,4-diméthylpentane	6%	Formaldéhyde	8%	Benzène	9%

TABLEAU 78 – principaux NMCOV émis par la combustion du charbon, du gaz de raffinerie et de la biomasse

2.5 USEtox et les NMCOV manquants

Certains NMCOV ne sont pas présents dans le modèle USEtox. Bien qu'ils représentent une part négligeable des émissions, leur toxicité n'étant pas connue, il est nécessaire de les intégrer pour s'assurer de ne pas sous-estimer la toxicité des émissions. Ces NMCOV sont les suivants : benzaldéhyde (C₇H₆O), méthacroléine (C₄H₆O), propionaldéhyde (C₃H₆O), benzofluoranthène (C₂₀H₁₂), pérylène (C₂₀H₁₂), triphénylène (C₁₈H₁₂), 3,6-diméthylphénanthrène (C₁₆H₁₄), anthanthrène (C₂₂H₁₂), coronène (C₂₄H₁₂), propadiène (C₃H₄), pentène (C₅H₁₀), butane (C₄H₁₀), terpènes (groupe d'hydrocarbures), méthylborate (C₃H₉BO₃) et acénaphthène (C₁₂H₁₀). Certains NMCOV (tels que le butane) présentent une toxicité négligeable ce qui explique qu'ils ne soient pas intégrés à USEtox. D'autres substances, telles que le benzaldéhyde, possèdent une toxicité réelle qu'il est nécessaire de prendre en compte. Ces substances manquantes ont donc été rajoutées au modèle USEtox en suivant la méthodologie préconisée par HUIJBREGTS et al. [239]. Par exemple, les caractéristiques renseignées du benzaldéhyde sont les suivantes : MW (masse volumique) = 106,13 g.mol⁻¹ ; K_{OW,25} (coefficient de partage octanol / eau à 25°C) = 30,2 ; K_{OC} (coefficient de partage carbone organique / eau) = 11,9 L.kg⁻¹, K_{H,25} (constante de Henry à 25°C) = 2,71 Pa.m³.mol⁻¹ ; P_{vap,25°C} (pression de vapeur saturante) = 169 Pa ; Sol_{25°C} (solubilité dans l'eau à 25°C) = 6,95 mg.L⁻¹ ; k_{deg,a} (coefficient de dégradation dans l'air) = 3,40.10⁻⁶ s⁻¹ ; k_{deg,w} (coefficient de dégradation dans l'eau) = 3,40.10⁻⁶ s⁻¹ ; k_{deg,Sd} (coefficient de dégradation dans le sol) = 3,78.10⁻⁷ s⁻¹ ; k_{deg,Si} (coefficient de dégradation dans le sol industriel) = 1,70.10⁻⁶ s⁻¹ ;

avlogEC₅₀ (log de la concentration efficace 50) = 0,157 mg.L⁻¹ ; ED₅₀_{inh,non-cancer} (dose efficace 50 par inhalation) = 46,4 kg.lifetime⁻¹ ; ED₅₀_{ing,non-cancer} (dose efficace 50 par ingestion) = 284 kg.lifetime⁻¹ ; ED₅₀_{inh,cancer} (dose efficace 50 par inhalation, cancérogène) = 365 kg.lifetime⁻¹ ; ED₅₀_{ing,cancer} (dose efficace 50 par ingestion, cancérogène) = 365 kg.lifetime⁻¹, BAF_{fish} (coefficient de bioaccumulation dans le poisson) = 3,57 L.kg poisson⁻¹. Parmi les facteurs de caractérisation obtenus, on peut citer par exemple l'impact sur la santé humaine des émissions en air urbain (cancer + non cancer) = 3,2.10⁻⁷ cas.kg⁻¹ ou l'écotoxicité des émissions en air continental = 18,9 PAF.m³.j.kg⁻¹.

3 Émissions de pesticides

Les émissions de pesticides (produits phytosanitaires) constituent un groupe qui possède un impact sur l'écotoxicité aquatique et éventuellement sur la santé. En effet, ils fonctionnent selon le principe d'une substance active toxique ciblant un organisme à éliminer (plante, champignon ou animal) et sont donc par nature écotoxiques. Dans l'idéal, les pesticides ne doivent cibler qu'une espèce précise donnée et se disperser faiblement dans l'environnement. Mais, en réalité, il est difficile d'obtenir cette toxicité ciblée pour une seule espèce sans en affecter d'autres et le devenir d'un pesticide dans l'environnement, et *a fortiori* de ses produits de dégradation, est complexe à évaluer. En fonction du type de culture, du climat, de l'intensification de la culture et de la législation, les substances utilisées peuvent varier. De fait, plus une culture est intensive et plus elle nécessite l'utilisation de phytosanitaires pour atteindre les rendements souhaités. En outre, les cultures sont plus ou moins robustes aux attaques et requièrent donc des quantités variables de pesticides. Selon l'espèce cultivée, la culture peut être vulnérable à différentes maladies et ravageurs et ne nécessite pas les mêmes phytosanitaires. Enfin, la législation joue un rôle crucial dans le choix des pesticides. Certains possédant un pouvoir toxique trop important ont ainsi été interdits d'utilisation en Europe tout en continuant à être utilisés dans d'autres régions du globe. Par conséquent, il n'est pas possible de regrouper les pesticides dans un groupe unique pour évaluer leur toxicité. Actuellement, la base de données ecoinvent présente l'inventaire le plus précis des substances utilisées et est donc retenue pour effectuer leur spéciation dans les ICV réalisées ici. La variété des pesticides utilisés est extrêmement importante et le chapitre 2 a brièvement présenté cette diversité dans le cas du biodiesel.

La culture du colza émet majoritairement du clomazone (95%), de la trifluraline (1%), du métazachlore (1%), du napropamide (1%) et 15 autres composés en faibles quantités. Celle du tournesol émet de l'alachlore (42%), du linuron (42%) et de l'oxyfluorène (16%). L'alachlore étant interdit en UE-27 depuis 2008, on peut considérer que la base ecoinvent est obsolète et l'on retient les proportions suivantes d'herbicides : linuron 72%, oxyfluorène (27%), alachlore (1%). Les plantations de palme émettent majoritairement du glyphosate (58%), du carbofurane (29%), de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (8%), de la cyperméthrine (4%) et, dans des quantités plus faibles du bénomyl et du thirame (<1%). La culture du blé libère principalement du chlorméquat (23%), du diclofop (11%, interdit depuis 2010), du chlorure de

cholinecholine (8%), du glyphosate (6%), du cyprodinil (6%), du chloridazone (6%) et 53 autres espèces de pesticides. Les pourcentages ont été ajustés dans GaBi afin de tenir compte du retrait du diclofop en Europe. La betterave émet du métamitron (64%), de l'éthofumesate (17%), du phenmediphame (12%), du fenpropimorph (5%) et du chlorothalonil (2%). Enfin, pour la canne à sucre, les pesticides émis sont : l'aldrine (6%), l'atrazine (16%), le linuron (13%), le glyphosate (6%) et l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (4%). Tous ces pesticides sont présents dans USEtox.

L'évaluation exacte de la quantité de pesticides émis est sujette à caution. En effet, les études de la littérature employées ici (Cf. chapitre 5, ICV du biodiesel et de l'éthanol) considèrent de manière générale que la quantité de pesticides émis dans le sol (et, de manière plus minoritaire, dans l'eau et dans l'air), est environ égale à la quantité de pesticides utilisée. Ce biais a été mis en évidence récemment par DIJKMAN et al. [240], qui rappelle que la quantité de pesticides allant de l'anthroposphère (technosphère) vers l'écosphère dépend des frontières de celles-ci. Ainsi, si l'on considère que la technosphère s'étant au système de production agricole et que le premier mètre du sol agricole lui appartient (et non à l'écosphère), la quantité réelle de pesticides se retrouvant dans l'écosphère est inférieure à la quantité appliquée, selon différents mécanismes, les principaux étant le dépôt sur les plantes, la volatilisation, le ruissellement, et le lessivage. Les impacts toxiques et écotoxiques présentés dans les paragraphes et chapitres suivants sont donc les impacts maximaux potentiels et sont donc surestimés, sans que nous puissions savoir dans quelle mesure ils le sont.

4 Émissions de métaux

Les émissions de métaux peuvent être dirigées vers l'atmosphère ou vers l'eau et le sol. Les émissions atmosphériques sont principalement liées aux activités de combustion. En effet, la plupart des combustibles contiennent des traces de métaux qui sont libérées lorsque le combustible est brûlé. Par conséquent, les émissions de métaux ne sont dépendantes que du combustible employé et non de la technologie de combustion et de dépollution. Le tableau 79 présente les émissions associées à la combustion de différents combustibles libérant 1 MJ.

Métal	Fioul	Diesel	Essence	Gaz nat.	Charbon	Lignite	Biomasse
As ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	4	-	-	< 0,1	8	17	10
Cd ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	1	0,2	0,2	0,5	1	2	2
Cr ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	12	1	1	0,7	5	11	9
Cu ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	12	39	39	0,4	5	5	21
Hg ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	11	-	-	0,1	2	4	2
Ni ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	1 000	2	2	1	2	12	14
Pb ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	5	-	-	0,2	8	18	21
Se ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	-	0,2	0,2	< 0,1	25	55	1
Zn ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)	49	23	0,2	14	19	5	180

TABLEAU 79 – émissions atmosphériques de métaux pour 1 MJ produit, selon le combustible brûlé

Le second groupe d'émissions de métaux, vers l'eau et le sol, est principalement lié à la production agricole. En effet, les engrais et les produits phytosanitaires de synthèse utilisés contiennent des éléments-traces qui, s'ils ne sont pas absorbés par la plante, migrent dans le sol et l'eau. Néanmoins, certains de ces éléments-traces constituent aussi des éléments essentiels, comme le zinc, et les plantes en absorbent donc une partie pour leur fonctionnement, ces métaux ne devenant toxiques que s'ils sont en excès. Le tableau 80 présente les émissions de métaux dans l'eau et le sol pour chacune des cultures étudiées dans le chapitre 5. Une valeur négative signifie que la plante absorbe plus de métaux que n'en déposent les produits phytosanitaires (Cf. §6.1 pour une discussion sur le traitement de ces valeurs négatives). Les valeurs sont issues de la base de données ecoinvent. Par ailleurs, les activités d'extraction des énergies fossiles (charbon et pétrole) et des minerais (fer, cadmium, silice, etc.) peuvent aussi libérer des quantités significatives de métaux dans l'eau et le sol.

Métal	Colza	Tournesol	Palme	Blé	Betterave	Canne
As ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	-	-	-	-	-	2 500
Cd ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	18 000	4	2	350	-190	28
Cr ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	12 000	1	58	5 100	-800	-3
Cu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	1 200 ⁶	-15	-3 800	-760	-8 000	-0,4
Hg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	-0,4	<0,1	75	0,9	-5 700	-
Ni ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	1 500	6	77	640	-380	-5
Pb ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	180	14	-	180	-170	-3
Sn ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	-	-	-	-	-	-64
Zn ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	3 100	87	-4 200	2 900	-18 000	-18 000

TABLEAU 80 – émissions de métaux pour la production d'1 kg de ressource agricole

Les métaux lourds présentent des caractéristiques toxiques et écotoxiques très diversifiées, selon leur nature et leur spéciation. L'arsenic (As) est un polluant très connu et dont les effets font partie des plus anciennes intoxications connues [36], en particulier parce qu'il a fréquemment été utilisé dans les empoisonnements criminels. L'arsenic est tératogène, fœtotoxique, et provoque de nombreux troubles graves et variés (digestifs, cutanés, sanguins, neurologiques, etc.). Le plomb (Pb) est aussi un métal toxique très connu, en particulier du fait qu'il a été fortement employé dans l'industrie. Il était ainsi ajouté dans les peintures ou dans les carburants (pour

améliorer l'indice d'octane) avant son interdiction. Le plomb est un puissant toxique responsable de plusieurs affections dont la plus connue est le saturnisme. De même, le mercure (Hg), autrefois fréquemment employé (les thermomètres en sont l'exemple le plus commun), possède une toxicité élevée causant principalement des affections neurologiques et rénales. Le chrome (Cr), en particulier ses dérivés hexavalents, est reconnu comme une substance cancérigène chez l'homme. *A contrario* de ces métaux toxiques, certains autres tels le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn) sont des oligo-éléments essentiels au bon fonctionnement de l'organisme humain. Néanmoins, ils présentent aussi une certaine toxicité, même si cette dernière est plus faible que pour les métaux précédemment décrits, et sont susceptibles d'être émis en plus grandes quantité (Cf. tableau 79).

5 Résultats

5.1 Description des impacts

USEtox permet de calculer deux impacts : la toxicité (santé humaine) et l'écotoxicité aquatique. L'écotoxicité dans l'air et le sol n'est donc pas traitée ici (bien que des espèces soient susceptibles d'inhaler les substances toxiques émises dans l'air, on considère que ce compartiment est moins sensible que l'eau). Par ailleurs, l'indicateur de toxicité peut être obtenu pour deux types d'effets : cancérigènes et non-cancérigènes. Ces deux effets sont exprimés dans la même unité et sont donc susceptibles d'être additionnés (cas.kg^{-1}). Cependant, étant de natures très différentes, ils seront présentés dans un premier temps séparément, même s'ils pourront être agrégés dans les chapitres suivants. Une seconde distinction, valable pour la toxicité et l'écotoxicité, est liée à la nature des substances considérées. USEtox effectue ainsi la distinction entre organiques (la grande majorité des substances) et les inorganiques (qui correspondent aux métaux). Cette distinction est cruciale car les organiques possèdent tous une vitesse de biodégradation, plus ou moins rapide (les HAP ou les dioxines peuvent ainsi avoir une très grande persistance dans l'environnement). *A contrario*, les métaux ne se dégradent pas et ne peuvent disparaître d'un compartiment de l'environnement que s'ils migrent vers un autre ou s'ils sédimentent. Dans USEtox les métaux sont donc tous classés dans la catégorie *interim*, ce qui signifie que les facteurs de caractérisation associés ne bénéficient pas du même niveau de confiance que pour les organiques (bien que certains organiques soient classés au niveau *interim*) [241]. De fait, bien que théoriquement les résultats obtenus pour les organiques et les inorganiques puissent être additionnés (unités identiques), ils seront présentés séparément ici.

5.2 Carburants issus du pétrole

Les carburants étudiés ici sont l'essence et le gazole tels que définis dans les chapitres 2 et 5. Les résultats, pour 1 MJ de carburant, sont présentés dans le tableau 81. Entre les deux carburants, les résultats sont sensiblement équivalents. À l'exception des effets sanitaires liés aux inorganiques cancérigènes (peu significatifs puisque ces derniers

possèdent principalement des effets non cancérigènes), les impacts sont majoritairement liés aux émissions atmosphériques (de 75% à 100%). Cela ne semble pas étonnant vis-à-vis des systèmes étudiés, dont les émissions sont principalement liées à des activités de combustion (même si le raffinage et l'extraction du pétrole peuvent aussi émettre des quantités significatives de composés organiques polluants et de métaux dans l'eau). Les impacts liés aux inorganiques sont élevés par rapport aux organiques, d'environ deux ordres de grandeur pour l'écotoxicité et la santé. Cela s'explique par l'utilisation de facteurs *interim* liés à la non-dégradation des métaux dans l'environnement. Cela confirme aussi l'intérêt de garder séparées ces deux catégories de polluants. Pour la santé liée aux organiques, les effets cancérigènes et non-cancérigènes sont sensiblement proches tandis que pour les inorganiques, les effets non cancérigènes sont dix fois plus importants, ce qui est cohérent compte-tenu du fait que les métaux ont principalement des effets non cancérigènes.

Impacts de la production d'1 MJ de carburant fossile	Essence	Gazole
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	3.10 ⁻⁵	3.10 ⁻⁵
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻³	2.10 ⁻³
Toxicité, cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻¹²	2.10 ⁻¹²
Toxicité, non cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹²
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	3.10 ⁻¹¹	3.10 ⁻¹¹
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹⁰	2.10 ⁻¹⁰

TABLEAU 81 – résultats USEtox de la production de carburants issus du pétrole

Les figures 111 et 112 présentent la contribution de chaque étape de la production de l'essence et du gazole pour les différents impacts définis par USEtox. Elles mettent ainsi en évidence la complexité des résultats obtenus, liée au grand nombre de substances considérées. Ainsi, bien que les résultats soient concordants entre le gazole et l'essence, la répartition des étapes significatives est très variable selon l'impact considéré. L'écotoxicité est liée aux émissions atmosphériques de cadmium (58%) et de nickel (25%) principalement, les autres métaux formant le reste des impacts. Le cadmium est majoritairement émis lors de l'extraction du pétrole, le raffinage émettant en plus du nickel. Le chrome (47%) et le nickel (31%) se partagent les effets cancérigènes et sont majoritairement émis lors de la phase de raffinage dans l'eau tandis que les autres effets sur la santé sont liés principalement au mercure (60%), au zinc (20%) et à l'arsenic (15%), émis par la combustion, en particulier lors du transport du carburant au dépôt (Hg et As) et du raffinage (Zn). Ces différences expliquent que la répartition des impacts par étape soit très variable entre écotoxicité, effets cancérigènes et effets non cancérigènes. L'écotoxicité liée aux organiques est presque exclusivement causée par les émissions de formaldéhyde (94%), émis lors de l'extraction du pétrole (moteur Diesel stationnaire, 73%) mais aussi par le raffinage et la distribution du carburant. Les effets cancérigènes sont aussi causés par le formaldéhyde (97%) et la répartition des étapes est donc proche de celle observée pour l'écotoxicité. En outre, les effets non cancérigènes sont aussi causés par des espèces du groupe des aldéhydes, mais en particulier par l'acroléine (54%) et la méthacroléine (26%), le reste des impacts étant causé par le formaldéhyde et les disulfures de carbone

(émis par le raffinage). L'acroléine et la méthacroléine étant particulièrement émis par les camions de distribution, cette étape est la plus impactante (79%).

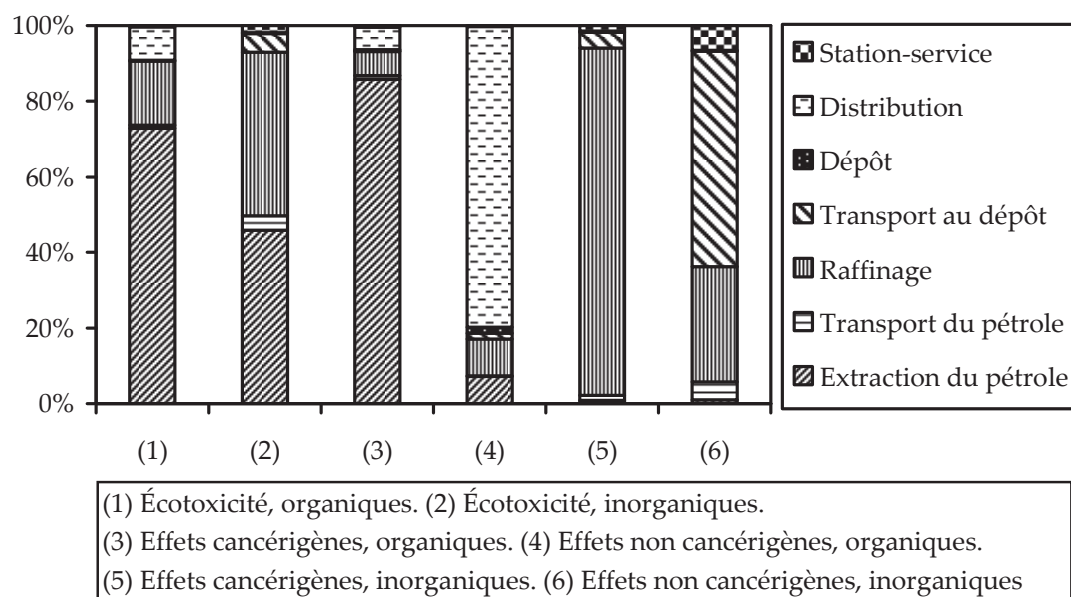


FIGURE 111 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'essence, USEtox

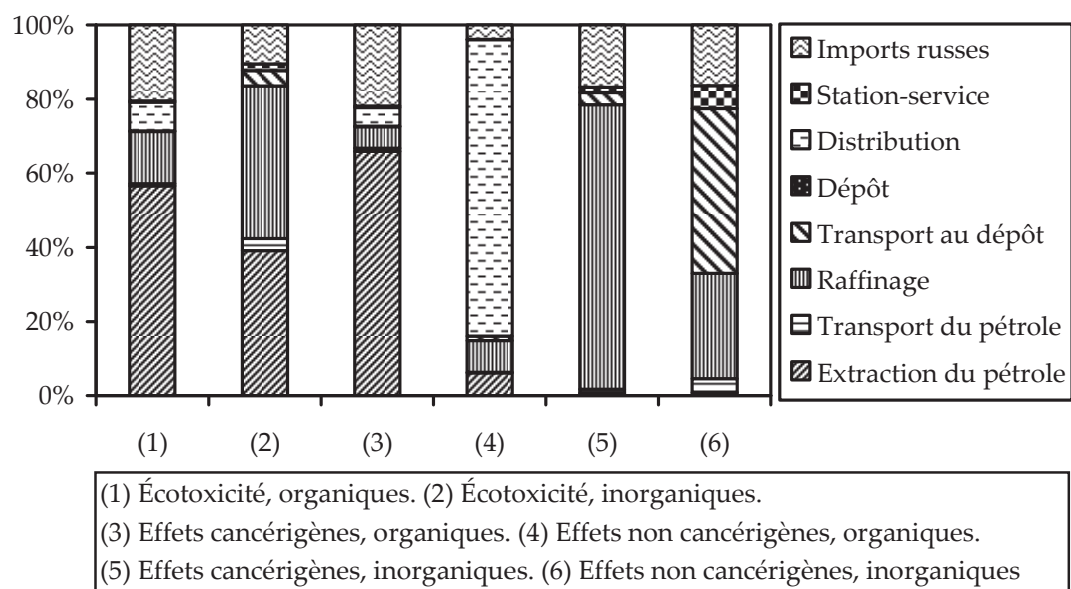


FIGURE 112 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du gazole, USEtox

5.3 Électricité fossile

On étudie dans cette section la production d'électricité à partir des trois sources fossiles décrites dans les chapitres 2 et 5 : houille, lignite et gaz naturel. Le tableau 82 récapitule les résultats obtenus pour la production et la distribution d'1 MJ.

Impacts de la production d'1 MJ d'électricité	Houille	Lignite	Gaz naturel
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻⁵	2.10 ⁻⁶	3.10 ⁻⁵
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	6.10 ⁻³	5.10 ⁻³	1.10 ⁻³
Toxicité, cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹³	1.10 ⁻¹³	1.10 ⁻¹²
Toxicité, non cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	6.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹³	5.10 ⁻¹³
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻¹⁰	3.10 ⁻¹⁰	1.10 ⁻¹¹
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	7.10 ⁻⁹	1.10 ⁻⁸	1.10 ⁻⁹

TABLEAU 82 – résultats USEtox de la production d'électricité fossile

La figure 113 présente la contribution de chaque étape de la production d'électricité issue de la houille pour les différents indicateurs USEtox. De manière générale, les impacts sont liés aux émissions atmosphériques, à l'exception de l'écotoxicité organique causée en majorité par des émissions dans le sol (79%), ces dernières étant liées aux explosifs utilisés dans les mines pour extraire la houille. L'explosif utilisé, le tovex, possède en effet parmi ses constituants de l'amidon de pomme de terre, lui-même produit à partir de pesticides. Compte-tenu de cela, cet impact écotoxique doit être considéré avec beaucoup de précautions. L'écotoxicité par les inorganiques est liée à un grand nombre de métaux différents émis par les diverses activités de combustion : zinc (26%), cuivre (18%), arsenic (17%), chrome (17%), etc. Les impacts inorganiques sont nettement supérieurs aux organiques (300 fois plus élevés) ce qui doit pousser à analyser les résultats avec précaution [241]. Les effets cancérigènes sont liés aux substances organiques suivantes : formaldéhyde (60%), benzène (16%) et éthyl-benzène (12%) tandis que les effets non cancérigènes sont majoritairement liés, comme pour le diesel et l'essence, à l'acroléine (55%) et la méthacroléine (27%). Ces substances sont majoritairement émises par le transport de la houille. Enfin, les effets cancérigènes et non cancérigènes des inorganiques (dix fois plus élevés) sont liés à la combustion du charbon dans la centrale, principalement à cause du mercure, du zinc (effets non cancérigènes) et du chrome (effets cancérigènes).

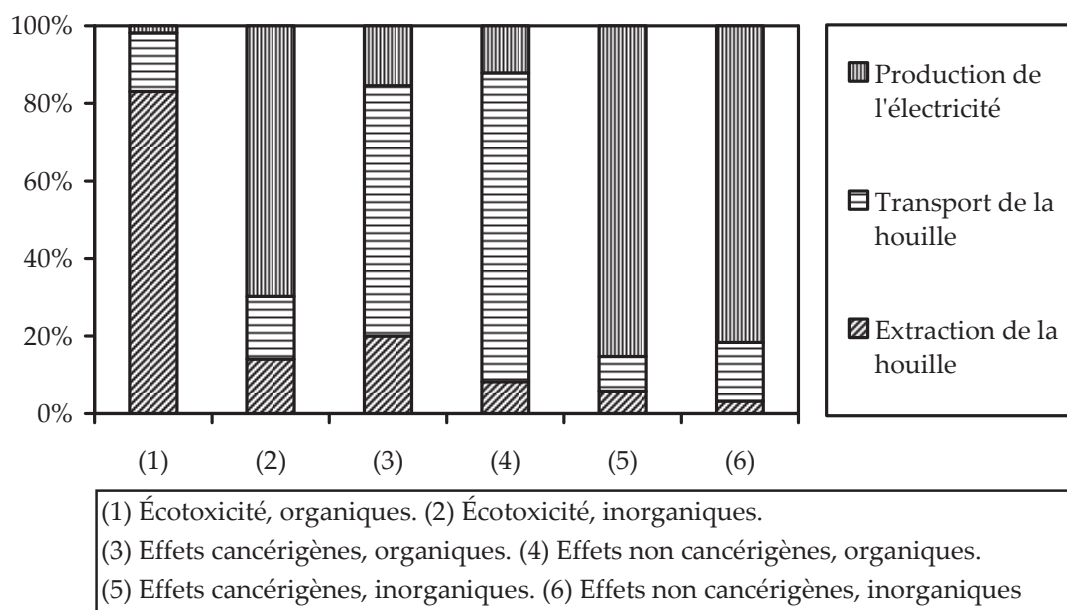


FIGURE 113 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'électricité issue de la houille, USEtox

La figure 114 présente la contribution des différentes étapes de la production d'électricité issue du lignite. Les émissions impactantes sont toutes majoritairement atmosphériques (entre 90% et 100%) et les effets cancérigènes et non cancérigènes des inorganiques ainsi que les effets non cancérigènes des organiques sont causés par les mêmes émissions que pour la houille. Les effets cancérigènes sont causés par le formaldéhyde (61%) émis par l'extraction du lignite et son transport ainsi que par l'éthyl-benzène (29%) émis par la combustion du lignite dans la centrale. L'écotoxicité organique est fortement liée aux émissions de formaldéhyde (68%) et d'acroléine (14%) émis par l'extraction du lignite et son transport. Comme pour les effets non cancérigènes, l'écotoxicité liée aux inorganiques est principalement causée par les métaux émis par la combustion de la centrale (chrome, arsenic, cuivre, sélénium et zinc).

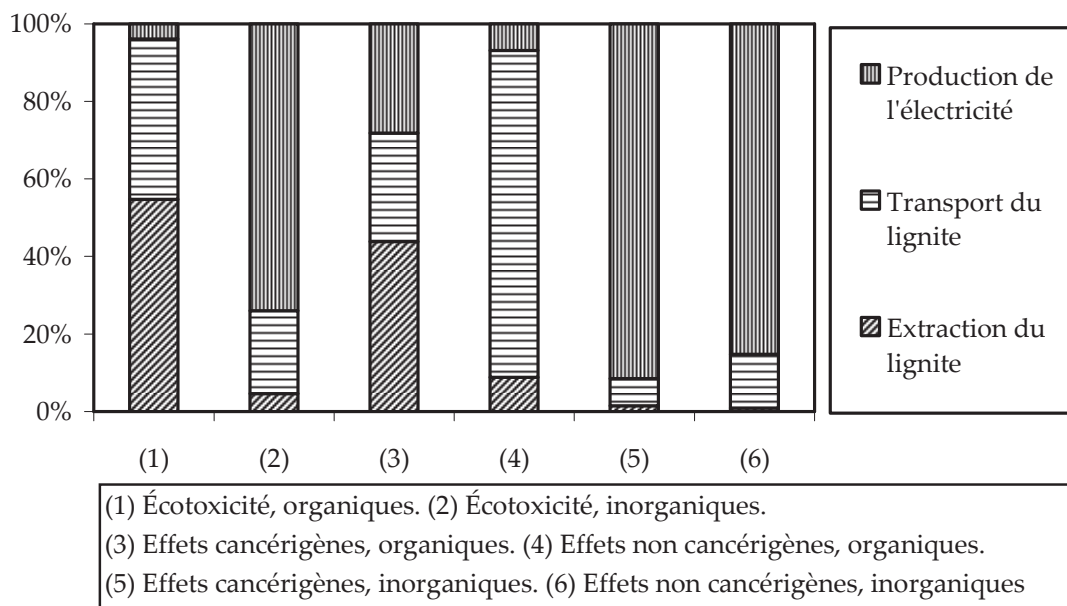


FIGURE 114 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'électricité issue du lignite, USEtox

La figure 115 décrit la contribution aux indicateurs USEtox de chaque étape de la production de l'électricité à partir du gaz naturel. Les impacts sont majoritairement causés par des émissions atmosphériques (entre 92% et 100%). L'écotoxicité et les effets cancérigènes organiques sont principalement liés aux émissions de formaldéhyde lors de l'extraction du gaz et de sa combustion dans la centrale, le benzène et l'acétone jouant par ailleurs un rôle mineur. Les effets non cancérigènes organiques sont liés à l'extraction du gaz naturel, en particulier à l'acroléine (34%), au disulfure de carbone (27%), à l'acétone (14%), au formaldéhyde (10%), à la méthacroléine (7%) et à de nombreux autres COV émis par les torchères et les nombreuses fuites de gaz et condensats. Les effets non cancérigènes sont liés aux mêmes substances, mais dans des proportions différentes : acroléine (47%), acétone (20%), formaldéhyde (14%), méthacroléine (10%), etc. Les inorganiques sont particulièrement émis lors de la combustion du gaz naturel dans la centrale, les espèces impliquées différant selon que l'on s'intéresse à l'écotoxicité (zinc, vanadium et chrome), aux effets cancérigènes (chrome et mercure) ou aux effets non cancérigènes (zinc, mercure et cadmium).

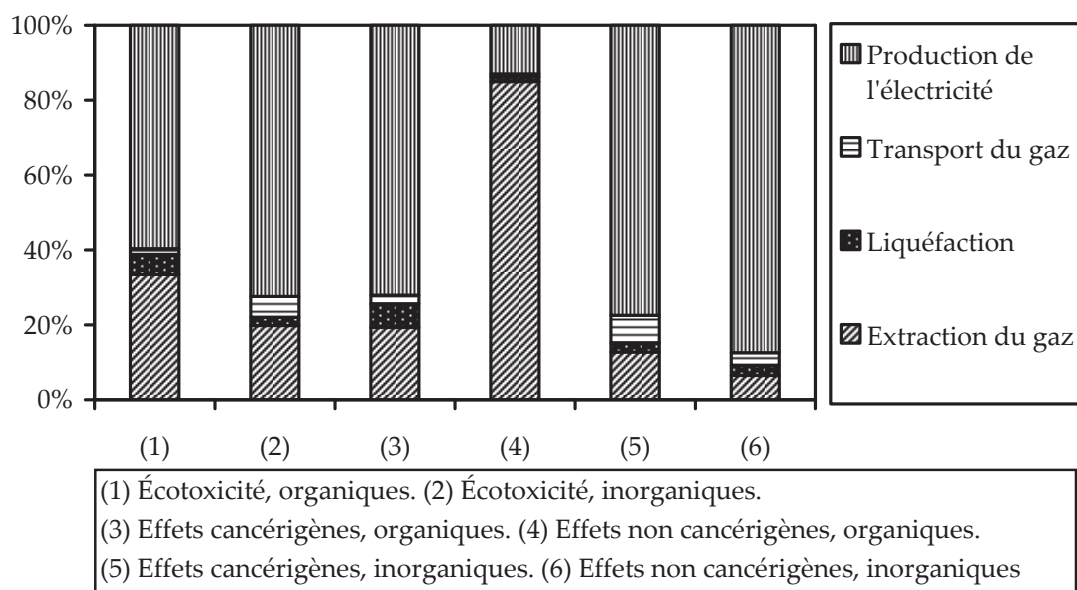


FIGURE 115 – part de chaque étape de la production de l'électricité issue du gaz naturel, USEtox

5.4 Biodiesel

Le tableau 83 résume les différents impacts USEtox calculés pour la production d'1 MJ de biodiesel issu des trois ressources décrites dans les chapitres 2 et 5 : le colza (UE), le tournesol (UE) et la palme (Malaisie). Malgré la grande diversité des phytosanitaires et les différences de quantités utilisés selon les cultures, ce tableau met en évidence le peu de variations dans les résultats obtenus pour l'écotoxicité organique (liée aux émissions de pesticides). Les impacts du colza sont en effet principalement causés par le clomazone (66%), la carbendazime (25%) et la cyperméthrine (5%) alors que ceux du tournesol sont liés au linuron (99%) et ceux de la palme proviennent du carbofuran (68%) et de la cyperméthrine (31%). *A contrario*, on constate des différences significatives pour les effets sur la santé, le tournesol (3.10^{-11} PAF.m³.j) apparaissant par exemple plus impactant que la palme (7.10^{-13} PAF.m³.j, l'impact des pesticides est faible au point que d'autres étapes, telles la distribution émettant du formaldéhyde dans l'air, sont impactantes). Les pesticides mis en jeu dans les effets sur la santé ne sont pas nécessairement les mêmes que pour l'écotoxicité. Les effets cancérigènes sont ainsi liés à l'aldrine (67% des effets de la palme), du chlorothalonil (32% des effets de la palme), de la trifluraline (colza) et de l'oxyfluorfen (100%). Les effets non cancérigènes sont eux liés au carbofuran (palme), à la trifluraline (90% des effets du colza), au linuron (82% des effets du tournesol) et à l'oxyfluorfen (18% des effets du tournesol).

Impacts de la production d'1 MJ de biodiesel	Colza	Tournesol	Palme
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹	3.10 ⁻¹	8.10 ⁻²
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	7.10 ⁻²	1.10 ⁻²	1.10 ⁻³
Toxicité, cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹¹	7.10 ⁻¹³
Toxicité, non cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹¹	2.10 ⁻¹⁰	5.10 ⁻¹¹
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	5.10 ⁻⁹	4.10 ⁻¹⁰	9.10 ⁻¹⁰
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻⁸	5.10 ⁻⁹	-7.10 ⁻⁹

TABLEAU 83 - résultats USEtox de la production de biodiesel

Les figures 116, 117 et 118 présentent la répartition des impacts selon les étapes de production du biodiesel de colza, de tournesol et de palme. Ces figures mettent en évidence la contribution de l'étape agricole pour les impacts liés aux substances organiques, du fait des émissions de pesticides. Concernant l'écotoxicité, même si les quantités de pesticides sont probablement surestimées (Cf. §3), compte-tenu du fait que ces derniers représentent l'intégralité de l'impact, les résultats sont peu susceptibles de changer avec une meilleure estimation des quantités émises. Il n'en est pas de même pour les effets sur la santé, où les résultats pourraient être remis en cause avec une meilleure estimation. Les impacts inorganiques sont aussi liés aux émissions de métaux durant la phase agricole. Toutefois, l'absorption de métaux par la plante apparaît dans le cas de la culture de la palme, où les effets non cancérogènes présentent un résultat négatif (Cf. tableau 83). Ce type de résultats apparaît donc peu robuste.

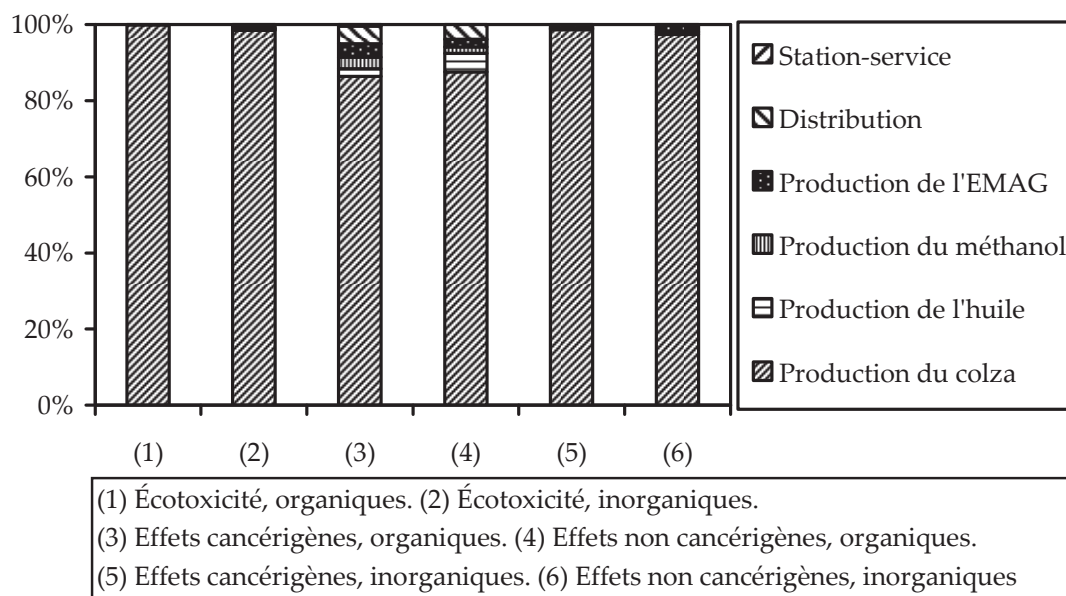


FIGURE 116 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de colza, USEtox

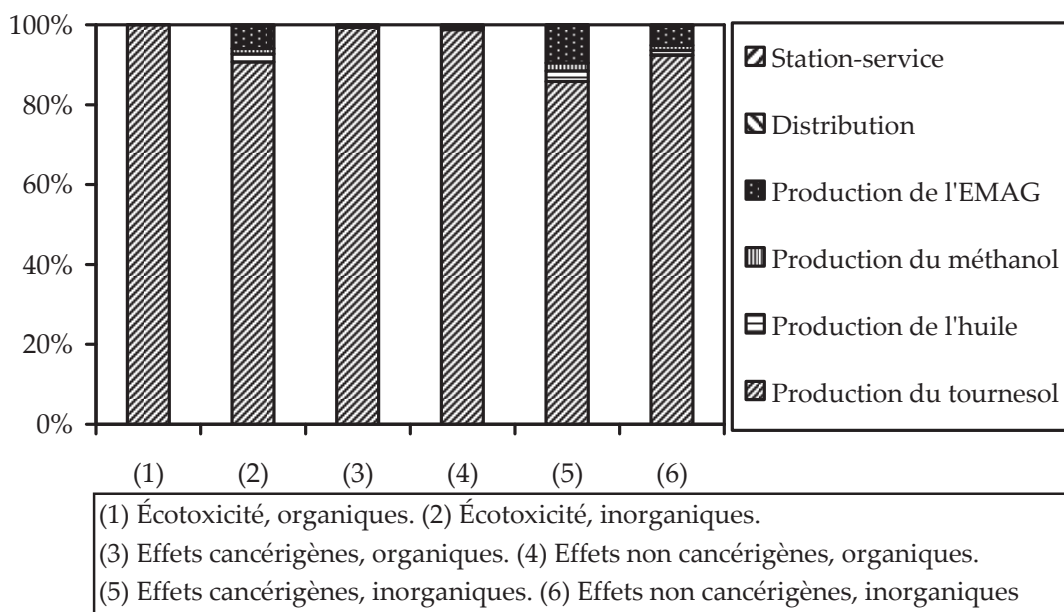


FIGURE 117 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de tournesol, USEtox

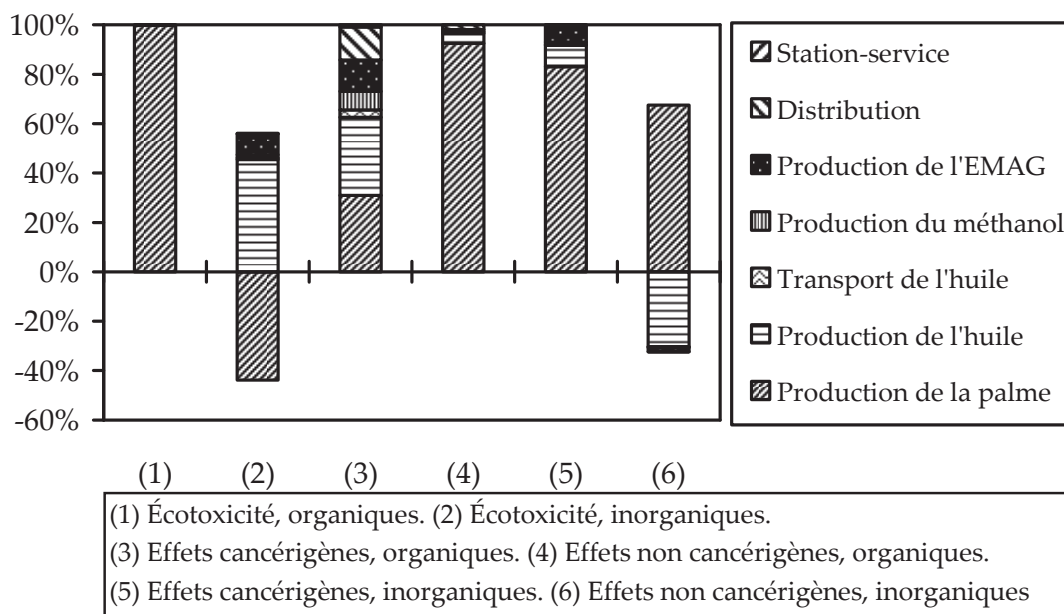


FIGURE 118 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de palme, USEtox

5.5 Éthanol

Le tableau 84 présente les impacts toxiques et écotoxiques pour la production d'1 MJ d'éthanol, produit à partir des trois filières présentées dans les chapitres 2 et 5 : le blé, la betterave et la canne à sucre. Comme pour le biodiesel, les impacts écotoxiques des organiques sont sensiblement proches pour les trois ressources et liés aux émissions de pesticides durant la phase agricole (Cf. figures 119, 120 et 121). Les limites de l'analyse sont identiques à celles liées aux pesticides du biodiesel (surestimation des quantités

de pesticides émises). Les pesticides impliqués dans l'écotoxicité du blé sont principalement l'isoproturon (44%), la lambda-cyhalothrine (19%), la cyperméthrine (9%), le chloridazone, tandis que le chlrothalonil (94%) est le principal polluant de la betterave et l'atrazine (50%), le linuron (40%) et l'aldrine (10%) sont responsable de l'écotoxicité de la canne à sucre. De même, les impacts inorganiques sont liés aux émissions de métaux durant la phase agricole et certaines ressources présentent des impacts négatifs pour les mêmes raisons que le biodiesel. Enfin, on peut constater que les pesticides liés à la production de la betterave ont un impact plus faible que les autres sur la santé. Par conséquent, les impacts sont majoritairement liés aux émissions de NMCOV par les différentes étapes faisant appel à des combustibles pour produire de l'énergie.

Impacts de la production d'1 MJ d'éthanol	Blé	Betterave	Canne
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻²	2.10 ⁻²	7.10 ⁻²
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	5.10 ⁻²	-2.10 ⁻¹	-1.10 ⁻¹
Toxicité, cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹²	8.10 ⁻¹³	3.10 ¹⁰
Toxicité, non cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻¹¹	8.10 ⁻¹²	1.10 ⁻⁹
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	3.10 ⁻⁹	-1.10 ⁻⁹	8.10 ⁻¹⁰
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	1.10 ⁻⁸	-3.10 ⁻⁷	-3.10 ⁻⁷

TABLEAU 84 - résultats USEtox de la production d'éthanol

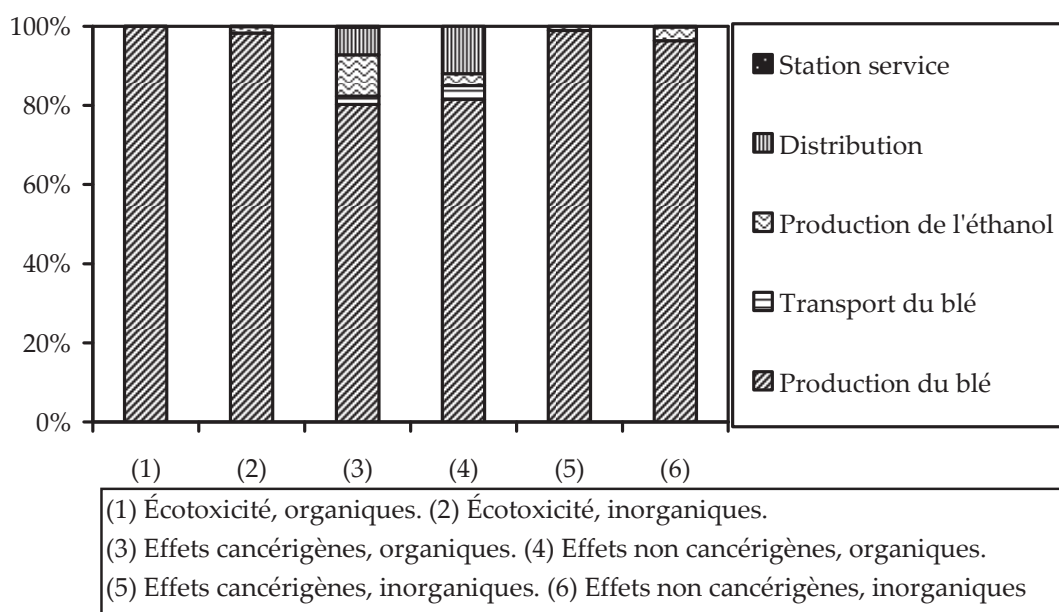


FIGURE 119 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de blé, USEtox

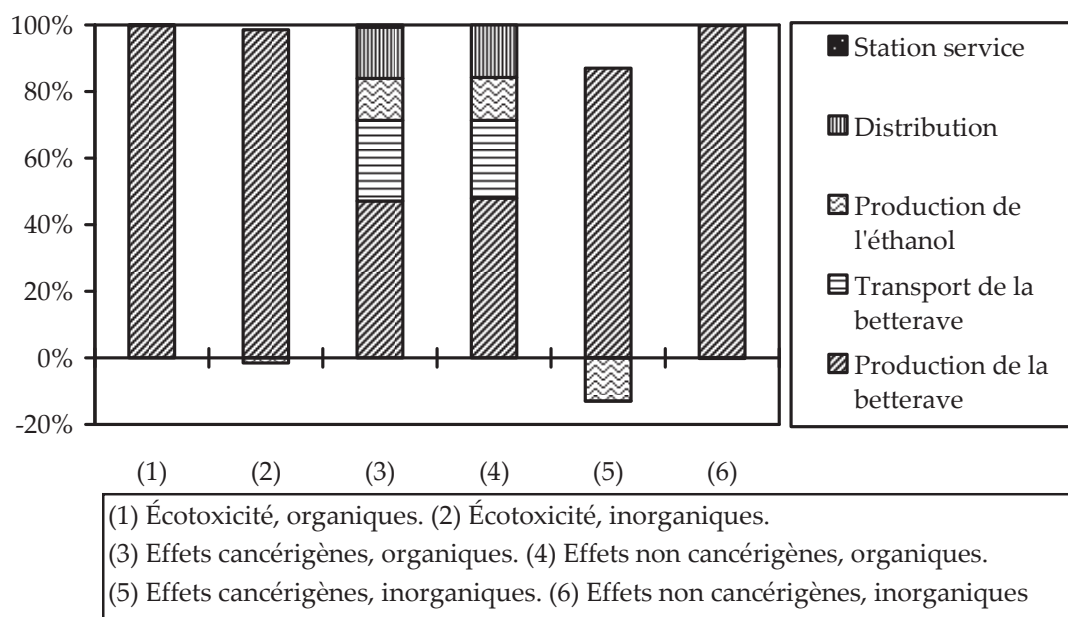


FIGURE 120 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de betterave, USEtox

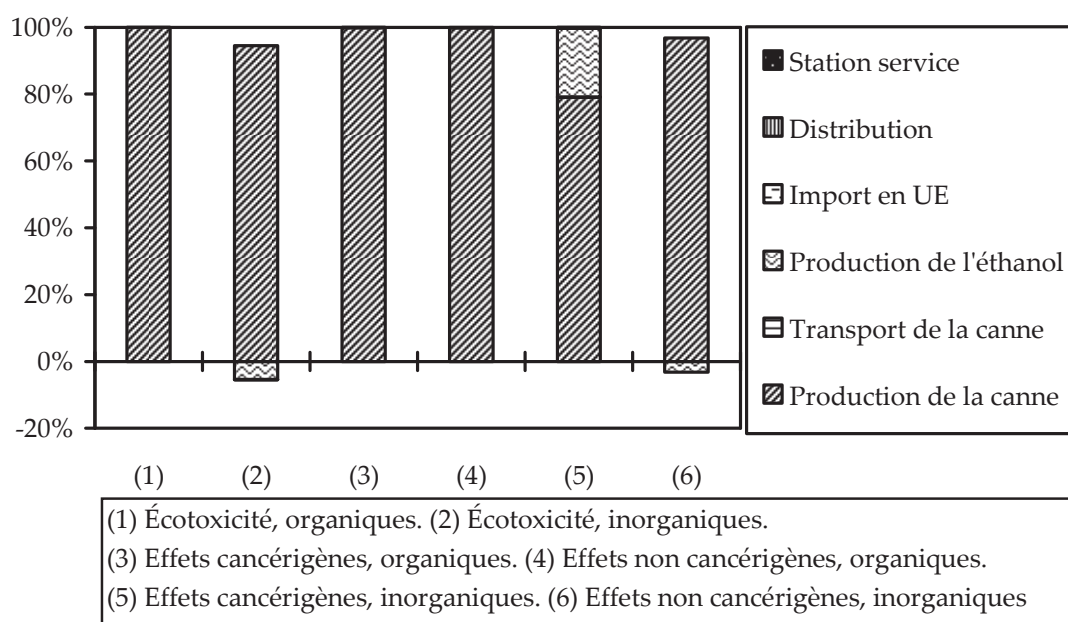


FIGURE 121 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de canne, USEtox

5.6 Électricité renouvelable

Le tableau 85 présente les résultats des indicateurs USEtox pour l'électricité éolienne et le panneau photovoltaïque moyen installé en UE. Les impacts sont principalement liés à l'utilisation d'énergie pour produire les panneaux et leurs composants. Les substances impliquées sont donc sensiblement les mêmes que pour l'électricité fossile (Cf. §5.3).

Impacts de la production d'1 MJ d'électricité	Éolien	PV, mix UE
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	5.10 ⁻⁷	2.10 ⁻⁶
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻⁵	3.10 ⁻⁴
Toxicité, cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹⁴	5.10 ⁻¹⁴
Toxicité, non cancer, organiques (cas.MJ ⁻¹)	9.10 ⁻¹⁵	4.10 ⁻¹⁴
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹³	7.10 ⁻¹²
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.MJ ⁻¹)	2.10 ⁻¹¹	3.10 ⁻¹⁰

TABLEAU 85 – résultats USEtox de la production d'électricité renouvelable

5.7 Utilisation du carburant par le véhicule (TtW)

Le tableau 86 présente les différents impacts USEtox pour les deux véhicules retenus (véhicules Euro 5 moyens vendus en Europe, tels que définis dans le chapitre 6), le véhicule à allumage commandé pouvant utiliser de l'essence (Eo), de l'E10 et de l'E85. Les impacts des inorganiques sont identiques entre les différents couples véhicules + carburant, ce qui s'explique par le fait que le contenu en métaux des différents carburants est considéré comme identique et que la consommation des véhicules est relativement similaire. Pour les impacts liés aux organiques, les véhicules obtiennent tous le même classement, quel que soit l'impact envisagé (du plus faible au plus élevé) : essence E5, essence E10, E85 et diesel (gazole et B30). L'écotoxicité de l'essence est pour moitié liée aux HAP (pyrène) et pour moitié liée aux aldéhydes (formaldéhyde et acétaldéhyde principalement). Pour les effets cancérigènes, le formaldéhyde est le principal polluant mis en cause (60%), le reste étant lié aux aromatiques (benzène et aromatiques lourds). Enfin, les effets non cancérigènes sont majoritairement liés à l'acroléine, émise en faible quantité. L'écotoxicité du diesel est causée pour moitié par les HAP (53%) et pour moitié par les aldéhydes. Les impacts sur la santé sont majoritairement causés par les aldéhydes, que ce soit pour les effets cancérigènes (85% causés par le formaldéhyde, le reste par les HAP) ou non cancérigènes (acroléine et méthacroléine). Ces constats permettent de mettre en évidence que les impacts sur l'écotoxicité et les effets cancérigènes sont liés uniquement aux groupes des aldéhydes et HAP et les effets non cancérigènes aux aldéhydes (acroléine et méthacroléine), le reste des émissions possédant un impact négligeable selon USEtox. Ce nombre restreint de substances explique le classement entre les différents véhicules.

Impacts d'1 km parcouru sur NEDC, TtW	Diesel	Eo	E10	E85
Écotoxicité, organiques (PAF.m ³ .j.km ⁻¹)	8.10 ⁻⁴	8.10 ⁻⁵	1.10 ⁻⁴	3.10 ⁻⁴
Écotoxicité, inorganiques (PAF.m ³ .j.km ⁻¹)	3.10 ⁻³	3.10 ⁻³	3.10 ⁻³	3.10 ⁻³
Toxicité, cancer, organiques (cas.km ⁻¹)	8.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹²	4.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹¹
Toxicité, non cancer, organiques (cas.km ⁻¹)	1.10 ⁻¹⁰	7.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹¹	4.10 ⁻¹¹
Toxicité, cancer, inorganiques (cas.km ⁻¹)	9.10 ⁻¹²	9.10 ⁻¹²	9.10 ⁻¹²	9.10 ⁻¹²
Toxicité, non cancer, inorganiques (cas.km ⁻¹)	7.10 ⁻¹⁰	7.10 ⁻¹⁰	7.10 ⁻¹⁰	7.10 ⁻¹⁰

TABLEAU 86 – impacts USEtox de l'usage des carburants (TtW)

Ces conclusions doivent toutefois être fortement nuancées. En effet, les émissions présentées ci-dessus sont issues des véhicules de référence. Or, le chapitre 6 a montré que les échappements automobiles sont extrêmement variables selon le cycle ou les

conditions de test (vitesse, démarrage à froid, etc.). La figure 122 met en évidence les différents impacts liés aux organiques. Le véhicule Diesel est considéré comme la référence pour chaque impact et sa valeur est donc systématiquement placée à 1, les autres véhicules étant calculés de manière relative au diesel. De fait, alors que l'essence Eo est effectivement moins impactante que le diesel pour l'écotoxicité et les effets non cancérogènes, les conclusions entre E85 et diesel sont à nuancer car les marges d'erreurs tendent à montrer qu'ils sont similaires.

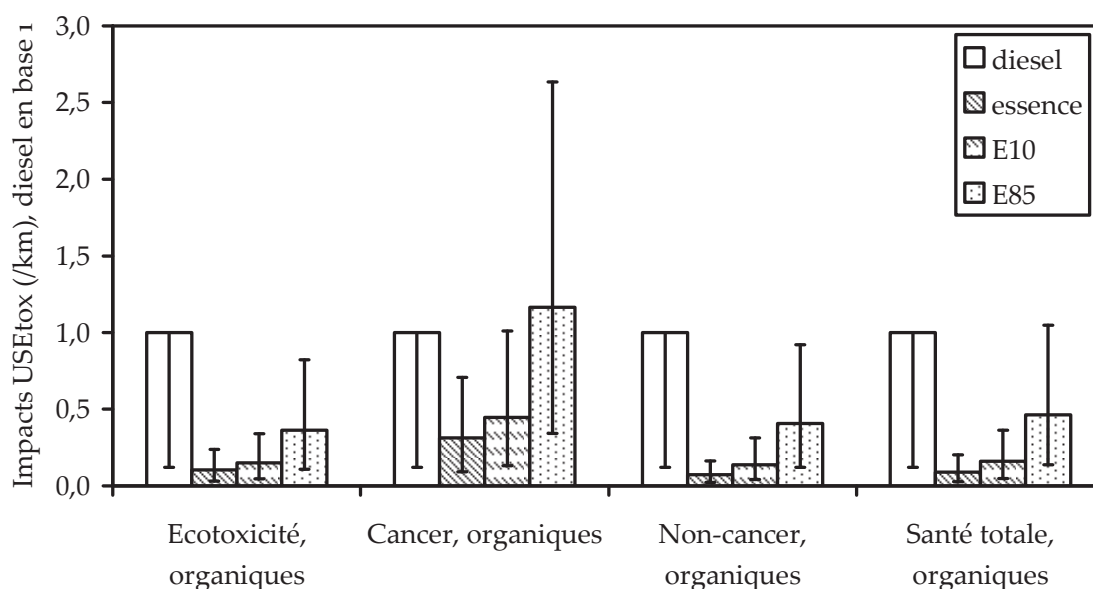


FIGURE 122 – résultats TtW, USEtox, organiques, selon le couple véhicule+carburant (diesel en base 1)

6 Bilan

6.1 Incertitudes et limites

Concernant les inorganiques, les incertitudes peuvent être calculées en utilisant les écarts-types définis par le registre EMEP/EEA pour l'ensemble des émissions des métaux associés aux différents paramètres de chacun des systèmes étudiés (efficacités, distances de transport, etc.). Pour les carburants fossiles et l'électricité fossile, les écarts-types obtenus sont compris entre $\pm 38\%$ et $\pm 68\%$ [218]. Les écarts types pour les inorganiques émis dans l'eau sont compris entre 151% et 180% (d'après les incertitudes renseignées parecoinvent). Compte-tenu des incertitudes associées aux inorganiques dans le modèle USEtox [241], ces écarts-types apparaissent inférieures aux incertitudes inhérentes au modèle de calcul des impacts. Par ailleurs, selon les énergies envisagées, on ne trouve pas un métal possédant un impact particulièrement fort mais, au contraire, selon l'énergie étudiée et l'impact considéré (écotoxicité ou santé), les métaux mis en cause sont variés. À moins d'une différence de plusieurs ordres de grandeur entre les résultats, il apparaît donc hasardeux d'avancer la supériorité d'une énergie sur une autre ou d'une étape du cycle sur une autre. De fait, pour l'écotoxicité, les valeurs sont toutes comprises entre $4 \cdot 10^{-2}$ PAF.m³.j (1 MJ d'électricité

photovoltaïque) et $2 \cdot 10^{-3}$ PAF.m³.j pour 1 MJ l'essence, valeurs qui se rapprochent si l'on considère la consommation des véhicules utilisant ses carburants et les émissions du véhicule essence ($3 \cdot 10^{-3}$ PAF.m³.j.km⁻¹). Les émissions associées aux agrocarburants sont par ailleurs problématiques, du fait des résultats négatifs obtenus pour certaines cultures (betterave et canne), et sont du même ordre de grandeur que les résultats des autres énergies. Par conséquent, on ne retiendra pas ici les impacts inorganiques pour les énergies automobiles, comme nous l'avons argumenté [218], non pas du fait des incertitudes de l'inventaire (en dehors des cultures agricoles), même si des difficultés apparaissent quant à la forme d'émission des métaux (dissous, ions, adsorbés, etc.), mais des incertitudes du modèle et des différences insuffisamment significatives, qui conduisent à conclure qu'en l'état actuel des connaissances, il apparaît peu pertinent de classer les différentes énergies selon cet impact. La difficulté d'évaluer les impacts toxiques des métaux est confirmée dans la littérature par GANDHI et al. [242].

Les incertitudes associées aux émissions de NMCOV sont relativement faibles, d'autant plus que le nombre de substances mises en cause est peu élevé, vis-à-vis des effets liés aux métaux. Ainsi, la grande majorité des effets est liée au groupe des aldéhydes et, dans une moindre mesure, à certains HAP. Les autres substances des systèmes étudiés (alcanes, alcènes, aromatiques monocycliques, etc.) peuvent être presque systématiquement négligées. Par conséquent, la robustesse des résultats obtenus avec USEtox est nettement plus élevée que pour les inorganiques. PASSANT [237] ne précise pas les incertitudes associées à la composition des NMCOV mais THELOKE et FRIEDRICH [238], en étudiant d'autres résultats de composition, postulent que la part d'un groupe d'espèces peut être au maximum multipliée par 2. Il s'agit ici des incertitudes sur le groupe d'espèces et non sur les espèces en soi, pour lesquelles aucune valeur robuste d'incertitude ne semble exister. On retiendra donc ce facteur 2 pour les résultats associés aux émissions de NMCOV. Les marges d'erreurs obtenues sont présentées dans le tableau 87.

Les incertitudes associées aux émissions des pesticides ne sont pas connues par type de pesticide employé mais uniquement pour la quantité générale de pesticide émise par type de ressources. Les marges d'erreurs varient donc selon le type de culture et les marges d'erreurs sont rapportées dans le tableau 87. Ces dernières sont comprises entre 30 et 200%. Compte-tenu du grand nombre de pesticides mis en jeu, ces marges d'erreurs apparaissent plus faibles que les incertitudes associées au modèle USEtox. En effet, l'on peut considérer que plus le nombre de substances jouant un rôle dans la toxicité est important, plus les incertitudes du modèle sont élevées. On considérera arbitrairement ici qu'*a minima* un facteur 100 entre les résultats est nécessaire pour considérer avec certitude qu'un système est plus impactant qu'un autre. ROSENBAUM et al. [220] JOLLIET et al. [243] recommandent un facteur 100 à 1 000, compte-tenu du fait que l'intégralité des facteurs de caractérisation couvre douze ordres de grandeurs. Les facteurs des substances retenues ne couvrant ici que sept ordres de grandeurs et les substances étant de deux types seulement (COV et pesticides), on adopte une approche plus optimiste en ne retenant qu'un facteur 100.

6.2 Récapitulatif

Le tableau 87 récapitule les différentes valeurs obtenues, avec la plage retenue pour chaque valeur (minimum et maximum, inférieurs aux incertitudes du modèle USEtox). Ces valeurs seront utilisées dans les chapitres suivants. La première partie du tableau couvre le périmètre de production des carburants (WtT) tandis que la seconde couvre la partie utilisation à bord du véhicule (TtW).

Impact (min. / moy. / max.)	Du puits au réservoir (WTI)			
	Écotoxicité (PAF.m ³ .j.MJ ⁻¹)	Santé totale (cas.MJ ⁻¹)	Cancer. (cas.MJ ⁻¹)	Non cancer. (cas.MJ ⁻¹)
Essence	2.10 ⁻⁵ / 3.10 ⁻⁵ / 6.10 ⁻⁵	1.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹² / 5.10 ⁻¹²	7.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹²	5.10 ⁻¹³ / 1.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹²
Gazole	2.10 ⁻⁵ / 3.10 ⁻⁵ / 7.10 ⁻⁵	1.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹² / 5.10 ⁻¹²	8.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹²	5.10 ⁻¹³ / 1.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹²
Électricité, houille	9.10 ⁻⁶ / 2.10 ⁻⁵ / 4.10 ⁻⁵	4.10 ⁻¹³ / 8.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹³ / 4.10 ⁻¹³	3.10 ⁻¹³ / 6.10 ⁻¹³ / 1.10 ⁻¹²
Électricité, lignite	1.10 ⁻⁶ / 2.10 ⁻⁶ / 5.10 ⁻⁶	2.10 ⁻¹³ / 4.10 ⁻¹³ / 7.10 ⁻¹³	6.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹³	1.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹³ / 5.10 ⁻¹³
Électricité, gaz nat.	1.10 ⁻⁵ / 3.10 ⁻⁵ / 6.10 ⁻⁵	9.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹² / 4.10 ⁻¹²	7.10 ⁻¹³ / 1.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹³ / 5.10 ⁻¹³ / 1.10 ⁻¹²
Électricité, éolien	3.10 ⁻⁷ / 5.10 ⁻⁷ / 1.10 ⁻⁶	2.10 ⁻¹⁴ / 3.10 ⁻¹⁴ / 7.10 ⁻¹⁴	1.10 ⁻¹⁴ / 2.10 ⁻¹⁴ / 5.10 ⁻¹⁴	4.10 ⁻¹⁵ / 9.10 ⁻¹⁵ / 2.10 ⁻¹⁴
Électricité, mono-Si	1.10 ⁻⁶ / 2.10 ⁻⁶ / 4.10 ⁻⁶	5.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹³	3.10 ⁻¹⁴ / 6.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³	3.10 ⁻¹⁴ / 5.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³
Électricité, multi-Si	9.10 ⁻⁷ / 2.10 ⁻⁶ / 3.10 ⁻⁶	5.10 ⁻¹⁴ / 9.10 ⁻¹⁴ / 2.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹⁴ / 5.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹⁴ / 4.10 ⁻¹⁴ / 9.10 ⁻¹⁴
Électricité, CdTe	5.10 ⁻⁷ / 1.10 ⁻⁶ / 2.10 ⁻⁶	3.10 ⁻¹⁴ / 6.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹⁴ / 3.10 ⁻¹⁴ / 6.10 ⁻¹⁴	1.10 ⁻¹⁴ / 3.10 ⁻¹⁴ / 5.10 ⁻¹⁴
Électricité, PV mix UE-27	9.10 ⁻⁷ / 2.10 ⁻⁶ / 3.10 ⁻⁶	5.10 ⁻¹⁴ / 9.10 ⁻¹⁴ / 2.10 ⁻¹³	3.10 ⁻¹⁴ / 5.10 ⁻¹⁴ / 1.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹⁴ / 4.10 ⁻¹⁴ / 9.10 ⁻¹⁴
EMAG, colza	2.10 ⁻² / 2.10 ⁻¹ / 2	2.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰	2.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹	2.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰
EMAG, tournesol	3.10 ⁻² / 3.10 ⁻¹ / 3	2.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰ / 2.10 ⁻⁹	3.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹¹ / 3.10 ⁻¹⁰	2.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰ / 2.10 ⁻⁹
EMAG, palme	2.10 ⁻² / 8.10 ⁻² / 4.10 ⁻¹	1.10 ⁻¹¹ / 5.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰	2.10 ⁻¹³ / 7.10 ⁻¹³ / 3.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹¹ / 5.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹⁰
EMAG, UE	2.10 ⁻² / 2.10 ⁻¹ / 2	1.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹¹ / 4.10 ⁻¹⁰	5.10 ⁻¹³ / 3.10 ⁻¹² / 4.10 ⁻¹¹	1.10 ⁻¹² / 3.10 ⁻¹¹ / 4.10 ⁻¹⁰
Éthanol, blé	2.10 ⁻³ / 2.10 ⁻² / 2.10 ⁻¹	1.10 ⁻¹² / 1.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰	2.10 ⁻¹³ / 2.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹	1.10 ⁻¹² / 1.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰
Éthanol, betterave	2.10 ⁻³ / 2.10 ⁻² / 2.10 ⁻¹	2.10 ⁻¹² / 9.10 ⁻¹² / 4.10 ⁻¹¹	2.10 ⁻¹³ / 8.10 ⁻¹³ / 4.10 ⁻¹²	2.10 ⁻¹² / 8.10 ⁻¹² / 4.10 ⁻¹¹
Éthanol, canne	7.10 ⁻³ / 7.10 ⁻² / 7.10 ⁻¹	1.10 ⁻¹⁰ / 1.10 ⁻⁹ / 1.10 ⁻⁸	3.10 ⁻¹¹ / 3.10 ⁻¹⁰ / 3.10 ⁻⁹	1.10 ⁻¹⁰ / 1.10 ⁻⁹ / 1.10 ⁻⁸
Éthanol, UE	3.10 ⁻³ / 3.10 ⁻² / 3.10 ⁻¹	3.10 ⁻¹¹ / 3.10 ⁻¹⁰ / 3.10 ⁻⁹	8.10 ⁻¹² / 8.10 ⁻¹¹ / 8.10 ⁻¹⁰	3.10 ⁻¹¹ / 3.10 ⁻¹⁰ / 3.10 ⁻⁹
Du réservoir à la roue (TRW)				
Impact (min. / moy. / max.)	Écotoxicité (PAF.m ³ .j.km ⁻¹)	Santé totale (cas.km ⁻¹)	Cancer. (cas.km ⁻¹)	Non cancer. (cas.km ⁻¹)
Véh. Diesel Euro 5, 2012	9.10 ⁻⁵ / 8.10 ⁻⁴ / 8.10 ⁻⁴	1.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰ / 1.10 ⁻¹⁰	1.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰ / 1.10 ⁻¹⁰	1.10 ⁻¹² / 8.10 ⁻¹² / 8.10 ⁻¹²
Véh. essence Euro 5, 2012	2.10 ⁻⁵ / 8.10 ⁻⁵ / 2.10 ⁻⁴	3.10 ⁻¹² / 1.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹¹	2.10 ⁻¹² / 7.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹	8.10 ⁻¹³ / 3.10 ⁻¹² / 6.10 ⁻¹²
Véh essence Euro 5, 2012	8.10 ⁻⁵ / 3.10 ⁻⁴ / 6.10 ⁻⁴	2.10 ⁻¹¹ / 5.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰	1.10 ⁻¹¹ / 4.10 ⁻¹¹ / 1.10 ⁻¹⁰	3.10 ⁻¹² / 1.10 ⁻¹¹ / 2.10 ⁻¹¹
Véhicule E85 Euro 5, 2012	3.10 ⁻⁵ / 1.10 ⁻⁴ / 3.10 ⁻⁴	5.10 ⁻¹² / 2.10 ⁻¹¹ / 4.10 ⁻¹¹	4.10 ⁻¹² / 1.10 ⁻¹¹ / 3.10 ⁻¹¹	1.10 ⁻¹² / 4.10 ⁻¹² / 8.10 ⁻¹²
Véhicule électrique, 2012	0	0	0	0

TABLEAU 87 – résultats obtenus avec USEtox, organiques

Chapitre 8 Caractérisation des impacts locaux

*C*E chapitre étudie les possibilités d'améliorer la prise en compte des impacts locaux dans les ACV d'énergies pour l'automobile. Les impacts locaux sélectionnés par le chapitre 4 sont les suivants : formation d'ozone photochimique, pollution particulaire, écotoxicité et santé. On introduit ici plusieurs distinctions permettant de mieux appréhender ces impacts locaux. Dans un premier temps, on cherche à appliquer la distinction entre sources urbaines et rurales aux impacts sanitaires définis par USEtox. En effet, le modèle USEtox propose des facteurs de caractérisation différenciés selon cette distinction. Afin d'identifier les sources lors des différentes étapes de production des carburants et énergie, nous avons développé un système d'information géographique (SIG). Celui-ci permet de positionner sur une carte des zones urbaines et rurales les différentes installations ayant des émissions significatives. En fonction des carburants, les résultats obtenus peuvent significativement augmenter (multiplication par dix). Par ailleurs, les impacts des véhicules varient aussi fortement (multiplication par vingt). Dans un second temps, on s'intéresse à l'influence de la hauteur d'émission dans les impacts liés à la pollution particulaire. La différenciation entre source haute et source basse est appliquée sur tout le cycle de vie des énergies. Néanmoins, le fait que cette distinction ait principalement une influence sur les impacts liés aux particules primaires, alors que les particules secondaires sont responsables de la majeure partie des impacts des systèmes étudiés, conduit à des différences peu significatives. Enfin, l'étude de l'horizon temporel pour la formation d'ozone photochimique est abordée, en utilisant un indicateur évaluant cette pollution sur 24 h et non plus 8 h comme l'indicateur standard. Les résultats sont alors bouleversés, même si l'obtention de valeurs négatives ne permet pas d'utiliser cette différence autrement qu'en analyse de sensibilité.

Ce chapitre, comme le chapitre 7, a fait l'objet d'une publication dans le journal « International Journal of LCA » [218] ainsi qu'une présentation en congrès à la Life Cycle Management Conference (LCM) [219]. Un poster a par ailleurs été présenté à la 6th SETAC World Congress [244].

1 Les impacts locaux

1.1 Rappel de la problématique

Comme cela a été présenté dans le chapitre 4, en ACV, plus un indicateur couvre un impact de portée locale, plus sa pertinence peut être remise en question. Ainsi, si l'on prend l'exemple d'un impact global, tel que l'augmentation du réchauffement climatique (GWP), les impacts ne sont pas dépendants des conditions d'émissions (ainsi, 1 kg de CO₂ possède le même impact, qu'il soit émis de manière continue ou en pic, en France ou en Chine et par une usine ou un véhicule). *A contrario*, pour les impacts locaux, l'impact réel est dépendant de nombreux paramètres (Cf. chapitre 4), parmi lesquels on peut citer par exemple la fréquence des émissions, la nature du milieu récepteur, les conditions météorologiques ou la hauteur d'émission. Par conséquent, l'utilisation d'un indicateur du type $Impact = Masse\ émise \times Facteur\ d'impact$ peut s'avérer trop simplificateur et donc difficile à interpréter.

Néanmoins, il n'est pas dans les objectifs de l'ACV d'évaluer avec précision l'ensemble des impacts environnementaux locaux des systèmes étudiés. Il appartient plutôt à des outils tels les études d'impacts d'évaluer avec précision ces derniers. Cependant, cela ne doit pas empêcher d'essayer d'améliorer les indicateurs, à partir du moment où les informations supplémentaires requises peuvent être renseignées sur l'ensemble des cycles de vie des systèmes étudiés et indépendamment des conditions spatio-temporelles. Ainsi, pour nos systèmes, certains paramètres possédant une forte influence sur les impacts locaux d'une émission ont rapidement été écartés car il n'est pas possible de les connaître pour chaque étape de l'ACV. On peut citer par exemple le vent, les précipitations, la topographie du territoire, le débit du milieu aquatique récepteur ou la température des émissions. Par ailleurs, il apparaît intéressant de retenir des paramètres pertinents vis-à-vis de l'automobile. Cette dernière possède en effet des caractéristiques bien spécifiques vis-à-vis de la majeure partie des autres sources d'émissions atmosphériques. Deux spécificités peuvent ainsi être mises en avant. La première est l'aspect mobile des émissions automobiles. Ainsi, AISSANI [199] a tenté d'introduire cette différence, en considérant que la dispersion différait entre les sources stationnaires et les sources mobiles. Considérant la variété des trajets automobiles possibles, il apparaît malaisé d'introduire cette différenciation en ACV. En effet, selon la vitesse de la voiture et le type de parcours envisagé, la dispersion peut fortement varier. Pour résoudre ce problème, AISSANI a introduit une discrétisation du parcours mais celle-ci, qu'il faut se résoudre à fixer arbitrairement, possède une grande influence sur les résultats. Il a donc été choisi de ne pas continuer dans cette voie. En revanche, l'aspect mobile de l'automobile implique que celle-ci peut traverser différents milieux, selon le parcours qu'elle effectue. À nouveau, il existe une grande variabilité de biomes, selon la distinction que l'on choisit. On retient ici une distinction principalement basée sur le nombre de cibles : zone urbaine contre zone rurale. Par zone rurale, on considère toute zone qui n'est pas urbanisée. Cela peut donc être une forêt, une zone montagneuse, des marais, etc. La distinction pertinente est le nombre de cibles humaines susceptibles d'être affectées par les

polluants émis, la topographie n'étant pas constante entre les différentes zones non urbaines (la dispersion est différente entre une zone de montagnes ou une plaine).

La seconde différence significative est la hauteur d'émission. Ainsi, contrairement aux émissions industrielles, les émissions automobiles sont localisées près du sol, là où se trouvent les organismes susceptibles de les inhaler. En outre, elles se dispersent sur des distances beaucoup plus faibles, compte-tenu du fait qu'elles se déposent plus rapidement. Il s'agit ici d'un constat évident, les cheminées des installations industrielles et de chauffage servant justement à disperser les polluants dans l'atmosphère. La figure 123 démontre cet effet de manière simple : une source d'émission standard est modélisée, à l'aide du modèle ISC₃ (*industrial source complex model*, modèle complexe pour les sources industrielles) mis au point par l'EPA (http://gcmd.nasa.gov/records/ISC3_Model.html) et porté sous Matlab qui permet de modéliser la dispersion d'un panache de polluant. Pour la figure 123, les facteurs retenus sont : une vitesse du vent de 10 km.h⁻¹, une masse moléculaire de 40 g.mol⁻¹ et un débit de cheminée égal à 50 g.s⁻¹. Trois hauteurs d'émission sont étudiées : 1 m, 25 m et 50 m. La figure 123 présente la part du panache se déposant et permet de voir que plus la hauteur d'émission est faible, plus la substance est concentrée près de la source. *A contrario*, plus la hauteur est élevée, plus la concentration près de la source est faible mais plus la dispersion se fait sur une grande surface (principe de base de l'utilisation de la cheminée).

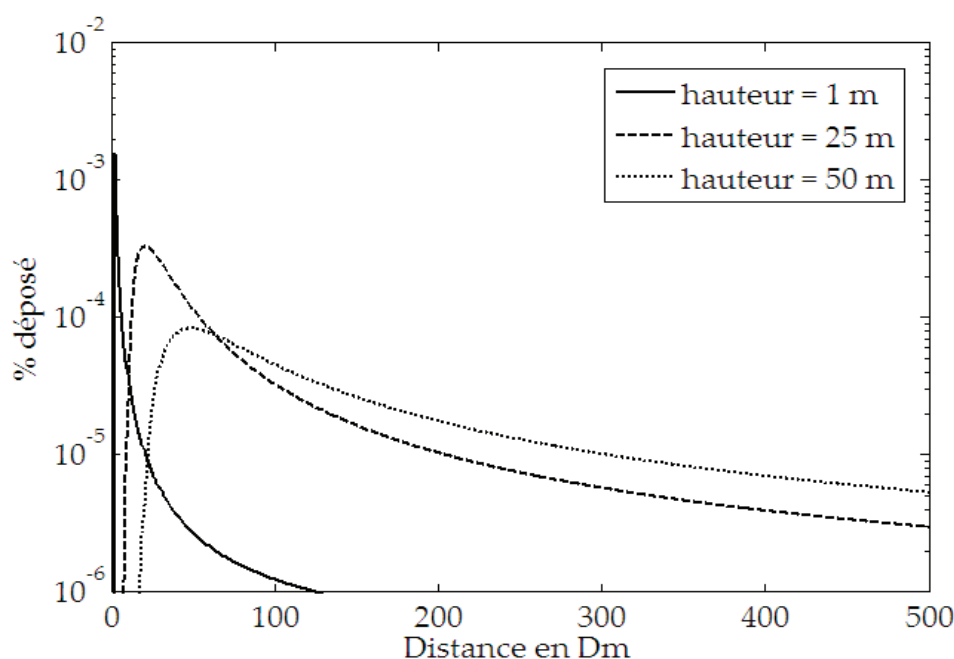


FIGURE 123 – influence de la hauteur d'émission sur la dispersion d'un polluant

1.2 Impacts locaux pris en compte

Plusieurs impacts locaux ont été retenus dans le chapitre 4 : la formation d'ozone photochimique troposphérique (ReCiPe 2008 POFP, *photochemical oxidation formation potential* et CML 2001 POCP, *photochemical oxidation creation potential*), la pollution

particulaire (ReCiPe 2008 PMFP, *particulate matter formation potential*), l'écotoxicité (USEtox) et la santé (USEtox, effets cancérogènes et effets non cancérogènes). Il est possible d'étudier ses impacts sous différents aspects. Ainsi, USEtox propose des facteurs de caractérisation différents selon que les émissions sont urbaines ou rurales et est donc retenu comme indicateur test de cette distinction. Les effets de la hauteur d'émission sur la pollution particulaire ont été étudiés dans la littérature [245], [246], [172]. On s'attache donc à appliquer cette distinction sur l'ensemble des étapes des systèmes étudiés afin d'évaluer les impacts de cette distinction. Les effets de la hauteur et la distinction urbain / rural joue probablement un rôle dans la formation de l'ozone troposphérique mais il n'est pas possible de quantifier ce rôle de manière simple et applicable en ACV. Par conséquent, seule une analyse de sensibilité sera effectuée sur l'impact POFP.

2 USEtox : émissions urbaines / rurales

2.1 Système d'information géographique (SIG)

Pour pouvoir appliquer une distinction entre impacts urbains et impacts ruraux pour la phase automobile, il est nécessaire de pouvoir effectuer cette distinction sur l'ensemble du cycle de vie des énergies utilisées. Il n'y aurait en effet pas de sens à artificiellement accentuer les impacts du véhicule circulant en zone urbaine, uniquement car la distinction n'est faite que sur cette étape. Par ailleurs, localiser toutes les étapes des cycles de vie étudiés permet de répondre de manière quantifiée à des affirmations telles que : « le véhicule électrique permet de supprimer la pollution urbaine ». Pour réaliser cela, il est nécessaire de posséder une carte des zones urbaines et rurales et de pouvoir positionner les sources significatives d'émissions sur cette carte. Les cartes peuvent être obtenues grâce aux travaux du *Global rural-urban mapping project* (GRUMP, projet de cartographie mondiale rural / urbain) du SEDAC (*Socioeconomic data and application center*, centre d'applications et de données socio-économiques) [247]. Ces cartes possèdent une résolution de 30" (925 m pour la longitude), ce qui les rend d'une grande précision. Elles sont librement accessibles sur internet (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw/index.jsp>) sous différents formats qui leur permettent d'être importées dans la plupart des logiciels de SIG. Nous les avons donc importées sous le logiciel Quantum GIS (QGIS), version 1.7 (<http://www.qgis.org/fr/a-propos-de-qgis.html>). QGIS est un logiciel de SIG disponible sous licence libre. La figure 124 présente une carte obtenue à partir de GRUMP en utilisant QGIS. La carte représente une fraction de l'Europe, sur laquelle sont représentées l'eau (en blanc), les zones rurales (en orange pâle) et les zones urbaines (en gris foncé).

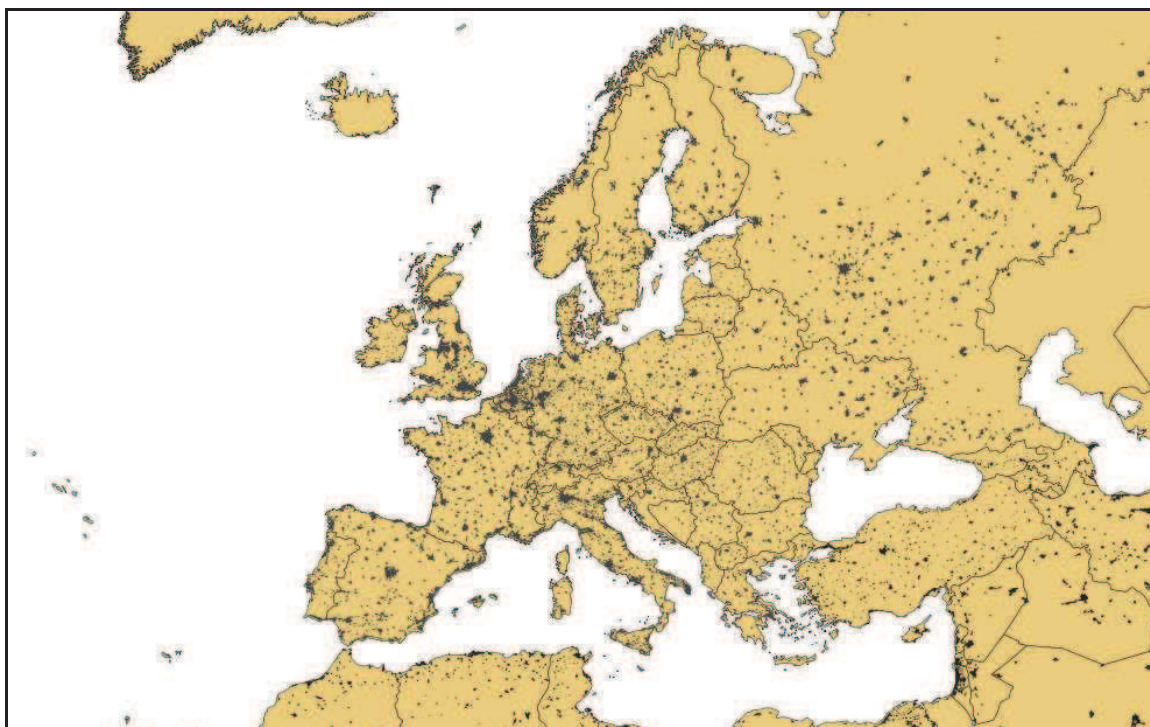


FIGURE 124 – exemple de carte urbain / rural, issue du projet GRUMP [247] sous QGIS

Par ailleurs, les données issues du projet permettent de connaître la répartition moyenne urbain / rural pour chaque continent, selon que l'on considère la surface urbanisée ou la population vivant en ville. Ces répartitions génériques par continent seront utilisées pour les sources d'émissions non localisées.

	Afrique	Amérique	Asie	Europe	Océanie
Surfaces urbanisées	0,74%	4,42%	4,57%	4,73%	0,22%
Pop. urbaine	38%	75%	38%	68%	74%

TABLEAU 88 – part des zones et de la population urbaine selon le continent [247]

2.2 Résultats de géolocalisation des sources fixes

Il n'est pas faisable de positionner l'ensemble des sources polluantes sur la carte urbain / rural. D'une part, connaître la part urbaine et rurale de toutes les émissions de chaque système demanderait des ressources en temps considérables et d'autre part, connaître la répartition entre urbain et rural des émissions non significatives ne change pas les résultats. Par conséquent, les coordonnées suivantes des sources ont été recherchées :

Énergie	Procédés géolocalisés
Carburants liquides fossiles	Extraction, raffinage
Agrocarburants	Production agricole, usines de biodiesel, distilleries, production des engrais et pesticides
Électricité fossile	Mines de charbon, mines de lignite, champs gaziers, centrales thermiques
Électricité renouvelable	Centrales thermiques

TABLEAU 89 – procédés géolocalisés dans les cycles de vie étudiés

En UE-27, la localisation de plusieurs étapes est aisée à obtenir. En effet, il existe en Europe le registre E-PRTR (*European pollutant release and transfert register*, registre européen des émissions et transferts de polluants) qui compile de nombreuses données associées à l'ensemble des installations industrielles soumises à déclaration en Europe (28 000 installations). Le registre contient des données d'émissions de polluants qui permettent d'évaluer les émissions à l'échelle européenne ainsi que les stratégies à adopter pour lutter contre les pollutions jugées prioritaires. Il répertorie aussi de nombreuses informations administratives et sur la nature des industries. Enfin, les coordonnées géographiques sont disponibles pour chaque installation répertoriée. Nous détournons donc l'usage original de l'E-PRTR afin d'en extraire uniquement les coordonnées géographiques associées aux installations industrielles choisies. Par ailleurs, les données d'installations hors UE-27 peuvent être obtenues via diverses sources sur internet. Ainsi, la liste des champs pétroliers peut être obtenue à l'aide des données d'EDVIGE et al. [47], précédemment utilisée pour évaluer les volumes de gaz torchés. Les raffineries, hors Europe, peuvent être localisées grâce à fichier disponible sous Google Earth ³ et issues de wikipedia (http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_oil_refineries). Cela permet d'obtenir la carte illustrée par la figure 125. Cette dernière présente les raffineries européennes (triangles rouges) ainsi que les principaux champs d'extraction en Europe, Russie, Afrique du nord, Afrique centrale et Moyen Orient (ronds orange). Ces éléments sont placés sur la carte GRUMP (zone rurales en claires et urbaines en foncé). Les étapes de transports maritimes sont considérées comme égale à 2% urbaines, en suivant les préconisations du modèle GREET [207]. Les autres transports, en dehors de la distribution finale, sont répartis de la même manière que les zones géographiques. Enfin, les émissions liées à la distribution sont considérées comme proportionnelles à la répartition de la population. De fait, pour les principales étapes de production des carburants fossiles liquides, le tableau 90 présente les répartitions obtenues :

³

<http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CCoQFjAA&url=http%3A%2F%2Fmuides2.free.fr%2FRafineries.kmz&ei=Tb-OT6OABcu6-Ab-gp3-Dw&usg=AFQjCNGb28OMkakFZ0pRpKok-nt79q21Ag>

Étape	Part urbaine
Extraction du pétrole	0% (mer du Nord) – 81% (Amérique centrale)
Transport vers l'UE (bateau)	2%
Transport vers l'UE (autres)	<1% - 5% (selon la région)
Raffinage UE	86%
Raffinage Russie (gazole)	<1%
Transport au dépôt	5%
Distribution	68%

TABLEAU 90 – part urbaine des principales étapes de production des carburants fossiles liquides

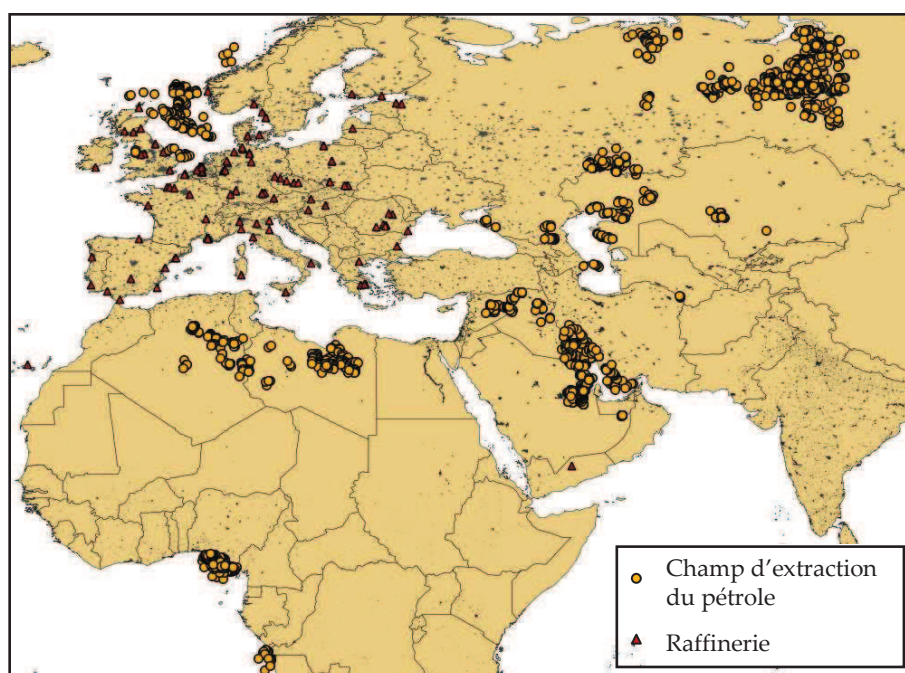


FIGURE 125 – extraction du pétrole et raffineries (projection cylindrique équidistante)

Il est possible de procéder de même avec les principales étapes de la production des agrocarburants. Ainsi, la figure 126 présente la localisation des installations de production d'engrais, de chaux, de pesticides, d'huile, de biodiesel et d'éthanol. Ces données sont issues du registre E-PRTR. La production des ressources agricoles est considérée comme 100% non-urbaine, compte-tenu de sa nature. De même, la production de l'éthanol et de l'huile en dehors d'Europe est fixée en zone rurale, en suivant les données du modèle GREET [207]. On obtient ainsi la répartition telle que présentée dans le tableau 91.

Étape	Part urbaine
Production ressources agricoles	0%
Production des engrais	78%
Production des pesticides	73%
Production de l'huile, UE	84%
Production de l'huile, hors-UE	0%
Production du biodiesel	93%
Production de l'éthanol, UE	0%
Production de l'éthanol, Brésil	0%
Distribution	68%

TABLEAU 91 – part urbaine des principales étapes de production des agrocarburants

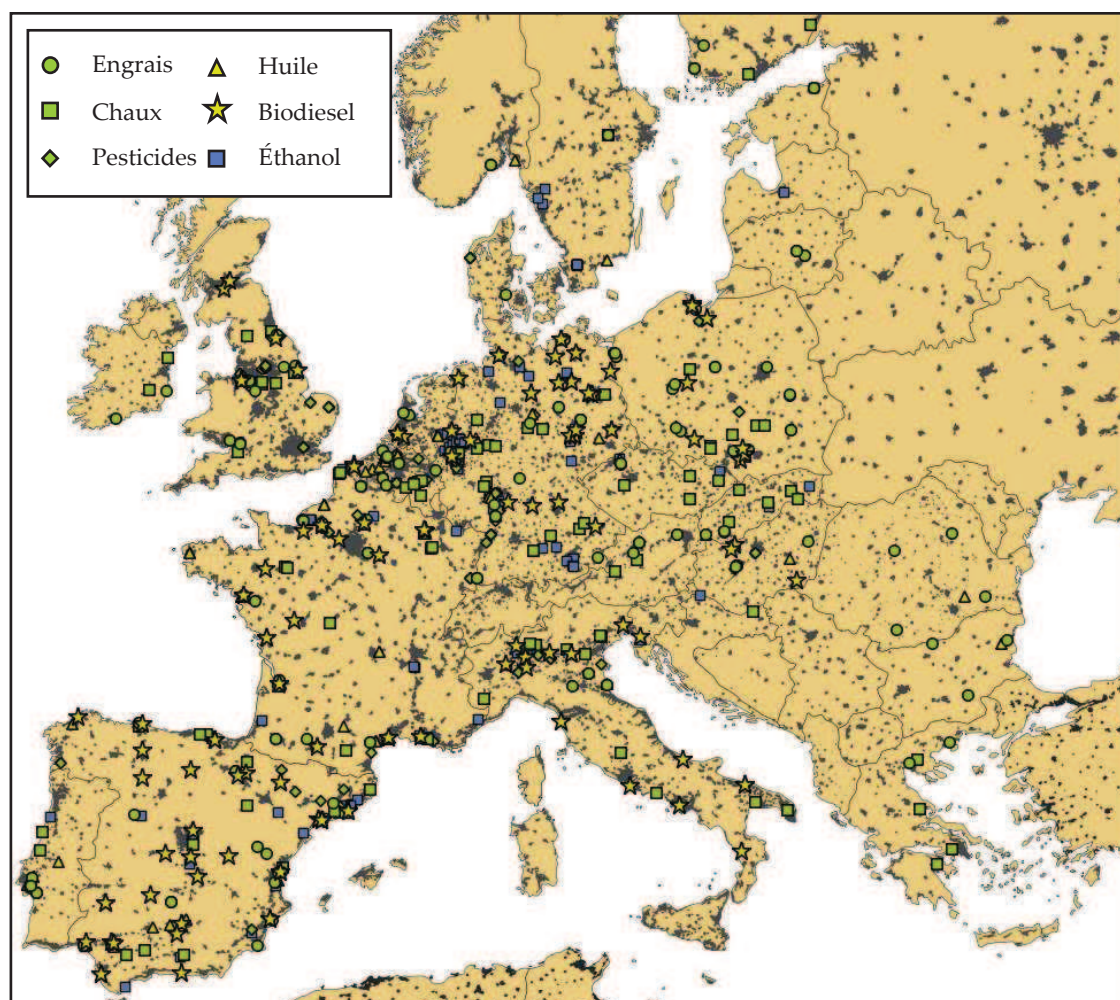


FIGURE 126 - installations pour la production des agrocarburants (projection de Lambert)

Pour l'électricité d'origine fossile, les coordonnées des différentes étapes situées en Europe (mines de charbon et de lignite et centrales thermiques) sont obtenues à l'aide du registre E-PRTR. La localisation des champs gaziers est globalement similaire à

celle des champs pétroliers. Enfin, la localisation des mines de charbon hors Europe est obtenue à l'aide du site internet <http://www.mbendi.com>. La figure 127 présente les principales installations en Europe : gisements de gaz, mines de charbon, mines de lignite et centrales thermiques tandis que la figure 128 permet de voir l'emplacement des principales mines de charbon utilisées pour l'approvisionnement en Europe, située en Australie et en Afrique du Sud. Les répartitions obtenues sont décrites dans le tableau 92 suivant :

Étape	Part urbaine
Production du gaz naturel	0% - 12%
Production du charbon	0% - 86%
Production de la houille	53%
Centrales thermiques	77%

TABLEAU 92 – part urbaine des principales étapes de la production de l'électricité fossile

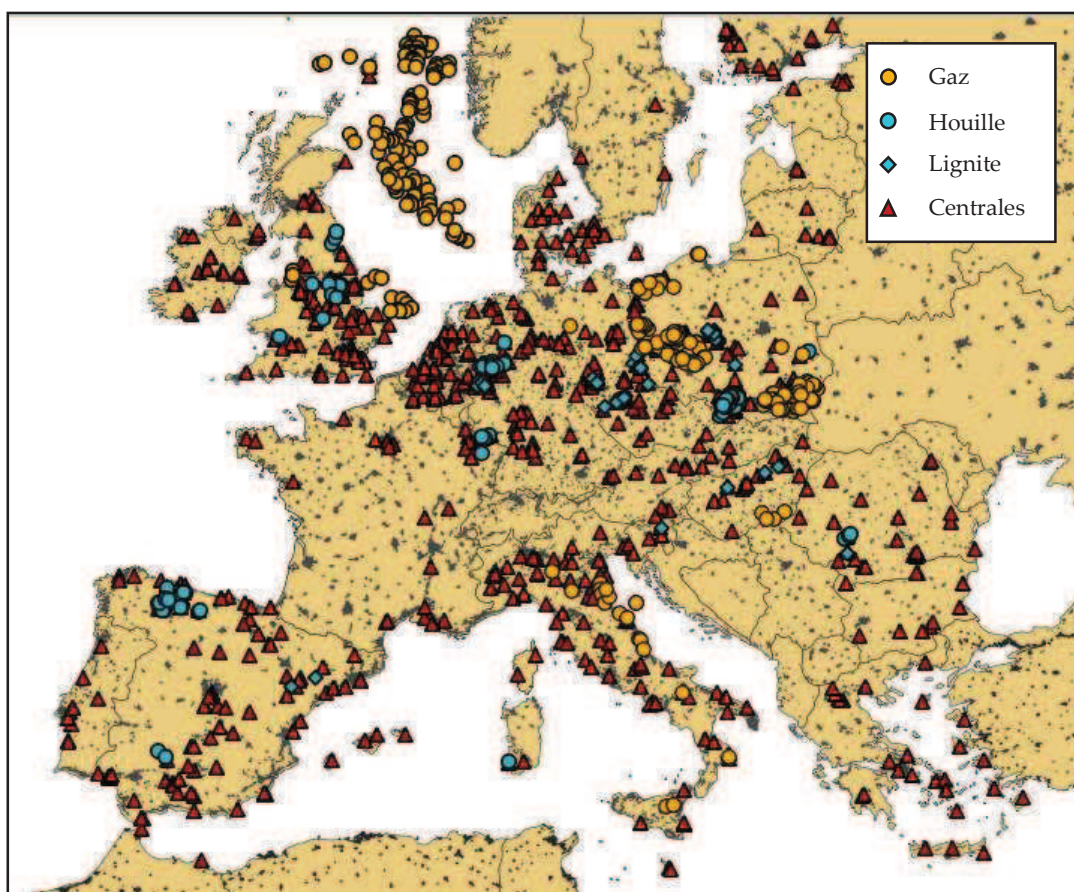


FIGURE 127 – gisements de gaz, mines de houille et de lignite et centrales thermiques (projection de Lambert)



FIGURE 128 – mines de houille, hémisphère sud (projection conique centrée)

2.3 Résultats

USEtox permet de distinguer les émissions atmosphériques rurales des émissions urbaines, d'où l'intérêt de le coupler avec un SIG permettant de quantifier cette distinction. Les impacts sanitaires et écotoxiques des métaux, tels que mesurés par USEtox, n'ont pas été retenus du fait de leur faible robustesse (Cf. chapitre 7). Par ailleurs, leurs impacts ne présentent pas de distinction entre émissions urbaines et rurales, ce qui signifie que, pour USEtox, leurs impacts sanitaires sont liés à l'ingestion via la chaîne alimentaire et non par inhalation. Les incertitudes associées sont donc d'autant plus grandes et viennent confirmer le choix de ne pas les retenir. De surcroît, les différences obtenues avec la prise en compte de la localisation ne sont pas significatives pour l'écotoxicité. Cela est lié au fait que l'indicateur USEtox ne couvre que l'écotoxicité aquatique. Or, les conséquences sur le milieu aquatique dépendent peu du compartiment dans lesquels les émissions atmosphériques se produisent.

La différenciation est néanmoins significative pour les effets cancérigènes et non cancérigènes (Cf. tableau 93). La prise en compte des émissions urbaines dans la production des carburants fossiles liquides (essence et gazole) a un impact fort sur les résultats. Ainsi, ceux-ci sont multipliés par 8 pour la toxicité générale, principalement du fait de l'augmentation des effets non-cancérigènes (multipliés par 15). Alors que, sans prise en compte des émissions urbaines, l'étape la plus impactante est l'extraction du pétrole, le raffinage voit ici son importance croître (du fait des 86% de raffineries en zone urbaine). Mais l'étape dont les impacts deviennent les plus importants est la distribution du carburant, du fait de l'utilisation des camions diesel en milieu urbain (68%, en considérant que cette répartition est proportionnelle à la répartition de la population). Cette différence est particulièrement marquée pour les effets cancérigènes, à cause des émissions d'aldéhydes. Les effets sont plus limités pour l'électricité issue de la houille, les effets sanitaires totaux étant multipliés par 3 seulement (les effets non cancérigènes, majoritaires, sont multipliés par 2). *A contrario*, les impacts augmentent significativement pour l'électricité issue du lignite et du gaz naturel (multipliés respectivement par 5 et 9). Cette augmentation est principalement liée aux effets cancérigènes. La répartition des étapes impactantes change vis-à-vis des résultats initiaux puisque, pour l'électricité issue du lignite, les impacts se répartissent de la manière suivante : extraction 26%, transport 58%, production de l'électricité 16%. Cette répartition met en évidence la prépondérance du transport par rapport aux

autres étapes alors que les impacts sont principalement liés à l'extraction (44%) lorsque la répartition urbain / rural n'est pas appliquée. Pour l'électricité issue du gaz naturel, l'augmentation des impacts cancérigènes est principalement liée aux émissions de formaldéhyde et d'acétaldéhyde par la centrale, qui devient l'étape majoritaire des impacts (89% au lieu de 72%). L'extraction du gaz, étape possédant un fort impact si la distinction urbain / rural n'est pas appliquée (19%) devient minoritaire (2%). Les effets sont similaires pour le photovoltaïque car les impacts sont liés à la production d'énergie (d'origine fossile) pour les différentes étapes de fabrication. L'éolien est peu affecté car une grande part des impacts est liée au transport de l'éolien, qui s'effectue principalement hors zones urbaines. Les agrocarburants sont moins affectés car leurs principaux effets sur la santé sont liés à l'utilisation de phytosanitaires et aux émissions atmosphériques lors de la phase agricole, par définition en milieu rural.

Énergies	Effets cancérigènes (cas.MJ ⁻¹)	Effets non cancérigènes (cas.MJ ⁻¹)
Essence	4.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹¹
Gazole	4.10 ⁻¹²	1.10 ⁻¹¹
Électricité, houille	8.10 ⁻¹³	1.10 ⁻¹²
Électricité, lignite	1.10 ⁻¹²	8.10 ⁻¹³
Électricité, gaz naturel	2.10 ⁻¹¹	8.10 ⁻¹³
Électricité, éolien	3.10 ⁻¹³	2.10 ⁻¹²
Électricité, photovoltaïque	2.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹¹
Biodiesel, colza	4.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹¹
Biodiesel, tournesol	3.10 ⁻¹¹	2.10 ⁻¹⁰
Biodiesel, palme	3.10 ⁻¹²	6.10 ⁻¹¹
Éthanol, blé	6.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹¹
Éthanol, betterave	4.10 ⁻¹²	3.10 ⁻¹¹
Éthanol, canne à sucre	3.10 ⁻¹⁰	1.10 ⁻⁹

TABLEAU 93 – effets cancérigènes et non cancérigènes de la production des différentes énergies avec la prise en compte des émissions urbaines

L'effet pour la phase véhicule est très significatif, selon que l'on considère que le véhicule est urbain ou rural (Cf. tableau 94). Ainsi, les effets cancérigènes des véhicules diesel, essence, E10 et E85 sont respectivement multipliés par 17, 13, 18 et 16. Les effets non cancérigènes, majoritaires, sont en augmentation de 2 424%, 2 311%, 2 376% et 2 500%, respectivement pour le diesel, l'essence, l'E10 et l'E85. Les substances mises en cause ne sont pas différentes, selon que l'on applique ou non la distinction entre rural et urbain (Cf. chapitre 7) mais tous les facteurs d'émissions augmentent.

Véhicules	Effets cancérigènes (cas.km ⁻¹)	Effets non cancérigènes (cas.km ⁻¹)
Diesel	1.10 ⁻¹⁰ (+1 628%)	3.10 ⁻⁹ (+2 424%)
Essence	3.10 ⁻¹¹ (+1 195%)	2.10 ⁻¹⁰ (+2 311%)
E10	6.10 ⁻¹¹ (+1 516%)	4.10 ⁻¹⁰ (+2 376%)
E85	2.10 ⁻¹⁰ (+ 1679%)	1.10 ⁻⁹ (+2 500%)

TABLEAU 94 – effets cancérigènes et non cancérigènes des différents véhicules avec la prise en compte des émissions urbaines (augmentation entre parenthèses)

3 Pollution particulaire : source haute / basse

3.1 Modèle ExternE

Comme présenté dans le chapitre 1, la pollution particulaire fait partie des deux pollutions prioritaires définies par l'Agence européenne de l'environnement (AEE). Certaines méthodes, comme le projet ExternE (*externalities of energy*, externalités de l'énergie) [245], [246], se sont attachées à évaluer les impacts monétaires des dommages causés par les particules (primaires et secondaires) à la végétation et à la santé. Cette méthode, proposée dès 2005, permet de différencier l'impact de la pollution particulaire entre sources hautes et sources basses (échappements automobiles). Les substances prises en compte sont : les particules primaires (PM₁₀ et PM_{2,5} sont séparées), les oxydes d'azote (NO_x) et le dioxyde de soufre (SO₂). Néanmoins, seules les particules possèdent un impact différencié selon la hauteur d'émission. Or, l'impact particulaire de nos systèmes est principalement lié aux émissions de NO_x et, dans une moindre mesure, de SO₂. Les particulaires primaires représentent une faible part des impacts. Il n'est donc pas intéressant, dans ce cas de figure, d'utiliser ExternE pour mettre en évidence les effets de la distinction entre sources hautes et sources basses.

3.2 Modèle ReCiPe 2008 PMFP

L'impact particulaire de la méthode ReCiPe 2008 (PMFP, *particulaire matter formation potential*) a été retenu comme indicateur dans les chapitres précédents. Il tient compte des particules (sans distinction entre PM₁₀ et PM_{2,5}), des NO_x, du SO₂ et de l'ammoniac (NH₃). La dispersion et la formation des particules sont modélisées à l'aide du modèle EUTREND au dessus de l'Europe, avec une résolution de l'ordre de 25 km. Cette résolution n'est pas suffisante pour distinguer les impacts particuliers selon que la source d'émission est urbaine ou rurale. Il est toutefois possible d'évaluer l'effet de la hauteur d'émission. Ainsi, les facteurs de caractérisation sont définis par défaut pour une hauteur moyenne, ne correspondant ni à une cheminée d'usine, ni à un échappement automobile, mais à un compromis entre les deux. Néanmoins, VAN ZELM et al. [172] ont étudié l'influence de la hauteur et en ont tiré deux facteurs de caractérisation, selon que la source est haute ou basse. Par ailleurs, il est possible d'en déduire les facteurs de caractérisation midpoint en suivant les indications données dans la méthodologie ReCiPe 2008 [170]. Ces facteurs sont présentés dans le tableau 95. De manière analogue à ExternE, les particules primaires sont plus sensibles à la

distinction entre source haute et basse. Cela s'explique par le fait qu'elles sont susceptibles d'être immédiatement en contact avec les cibles. Dans le cas de la source basse, les cibles sont très proches tandis que la source haute disperse les particules. Par conséquent, le facteur de caractérisation est plus faible pour cette dernière (0,56) que pour la source basse (1,52). *A contrario*, l'influence est plus faible pour les autres substances qui forment des particules secondaires et pour lesquelles l'immédiate proximité des cibles ne joue pas de rôle déterminant. Le facteur est même plus élevé pour la source haute dans le cas du dioxyde de soufre et de l'ammoniac car plus la source est haute, plus la substance se disperse et reste dans l'atmosphère et donc plus la quantité de particules secondaires potentiellement formées est élevée.

Hauteur	PM	NH ₃	NO _x	SO ₂
Indifférenciée	1	0,31	0,21	0,19
Haute	0,56	0,33	0,20	0,22
Basse	1,52	0,31	0,22	0,12

TABLEAU 95 – facteurs différenciés de PMFP selon la hauteur, d'après [172]

Par ailleurs, VAN ZELM et al. proposent de regrouper les émissions durant le cycle de vie entre sources hautes et basses de la manière suivante :

- sources hautes (cheminées) : combustion dans les industries de l'énergie et de la transformation (120 m), combustion non spécifiée (100 m), procédés de production (100 m), extraction et distribution des carburants fossiles (100 m) et traitement des déchets (100 m) ;
- sources basses : installations avec activités hors combustion dans l'industrie manufacturière (10 m), utilisation de solvants et autres produits (10 m), transport routier (2,5 m), autres sources mobiles et machines (4 m), agriculture (5 m), autres sources (2 m).

Il est possible d'appliquer la distinction source haute / source basse sur l'ensemble des systèmes étudiés. Le tableau 96 présente les principales répartitions appliquées pour les différents systèmes : carburants fossiles liquides, électricité d'origine fossile, agrocarburant et électricité renouvelable. De manière évidente, la phase d'utilisation des énergies (consommation et combustion à bord du véhicule) est considérée comme une source basse.

Carburants fossiles liquides : essence et gazole	
Étape du cycle de vie	Type de source
Extraction du pétrole	Haute
Transport du pétrole	Haute (électricité des oléoducs et navires)
Raffinage en gazole et essence	Haute
Transport, dépôt, distribution	Basse Haute (oléoducs de transport)
Électricité d'origines fossiles : houille, lignite et gaz naturel	
Étape du cycle de vie	Type de source
Extraction du charbon, du lignite ou du gaz	Haute Basse (machines d'extraction)
Liquéfaction du gaz	Haute
Transport	Haute
Centrale	Haute
Distribution	Aucune
Agrocarburants : biodiesel et éthanol	
Étape du cycle de vie	Type de source
Production des ressources agricoles	Basse (émissions du champ, travaux mécanisés) Haute (production des carburants, engrais et pesticides)
Transport de la ressource	Basse Haute (navires pour l'huile importée)
Huilerie, distillerie, transestérification	Haute
Transport, dépôt, distribution	Basse Haute (navires pour les carburants importés)
Électricité renouvelable : photovoltaïque mono-Si, multi-Si, CdTe et éolien	
Étape du cycle de vie	Type de source
Production des panneaux	Haute
Production des éoliennes	Haute
Installation	Basse

TABLEAU 96 – répartition sources hautes / basses dans la production des agrocarburants

De manière générale, les résultats obtenus avec le PMFP différencié sont peu affectés, du fait de la forte contribution des NO_x dans les systèmes étudiés. Cela est lié au fait que la variation est plus importante pour les facteurs de caractérisation des particules et du SO₂, les NO_x (PMFP = 0,21 kg PM_{10-éq}.kg⁻¹) présentant peu de variation entre source haute (0,20 kg PM_{10-éq}.kg⁻¹) et source basse (0,22 kg PM_{10-éq}.kg⁻¹). Ainsi, en appliquant la distinction, les résultats pour l'essence et le gazole diminuent de 6%. Cela provient à la fois de l'augmentation de certaines étapes (transport et distribution, +5% à +8%) et de la diminution d'autres (extraction et raffinage, -5% à -11%). La diminution des impacts pour l'électricité fossile est légèrement plus importante : elle est égale à -13%, -12% et -8%, respectivement pour la houille, le lignite et le gaz naturel. Les étapes de production sont majoritairement des sources hautes, ce qui explique cette diminution. Par ailleurs, la part des NO_x dans l'impact fait que les résultats diminuent, alors que les facteurs de caractérisation associés au SO₂ sont plus élevés pour les sources hautes. Les agrocarburants produits en Europe (éthanol de blé et de

betterave et biodiesel de colza et de tournesol) sont aussi peu affectés, l'indicateur PMFP augmentant de 5%. Cette faible augmentation est liée aux émissions de la phase agricole, principalement basse. Les agrocarburants produits hors d'Europe (biodiesel de palme et éthanol de canne) voient leur impact diminuer de -6% et -14%, respectivement pour le biodiesel de palme et l'éthanol de canne à sucre. Ces diminutions sont liées au fait qu'une part importante de l'impact particulaire est liée aux installations de production et aux imports en UE-27 (Cf. chapitre 5). De la même manière, les impacts de l'électricité photovoltaïque diminuent peu (entre -9% et -10%). Seuls les impacts de l'électricité éolienne diminuent de manière significative (-29%), car une part importante des impacts est liée aux émissions de NO_x par le transport de l'éolienne (source basse). Enfin, les impacts des véhicules de référence varient peu (+5% pour l'essence et +10% pour le diesel) car, du fait de l'application des normes Euro 5, les particules sont émises en très faibles quantités et les NO_x sont les contributeurs majoritaires de l'impact. Les variations sont plus significatives pour le véhicule représentatif de la flotte diesel (+21%) car la présence de véhicules plus anciens fait jouer un rôle plus significatif aux émissions directes de particules.

3.3 Indicateur issu de Humbert et al.

HUMBERT et al. ont publié en 2011 [248] des valeurs de fractions absorbées (*intake fractions*) pour la pollution particulaire. Ces valeurs sont calculées pour un environnement similaire à celui défini dans USEtox (Cf. chapitre 7) et donc suivant les recommandations de l'initiative de l'UNEP et de la SETAC. Les fractions absorbées considèrent les PM₁₀, les PM_{2,5}, les PM_{1,0} ainsi que les principaux précurseurs des particules en suspension : SO₂, NO_x et NH₃. Elles ont été déterminées en fonction du type de milieu (urbain, rural et « éloigné ») et, pour les particules, selon la hauteur d'émission (cheminée haute, cheminée basse ou source près du sol). Les valeurs proposées sont récapitulées dans le tableau 97. Parmi les particules primaires, on ne retient que les PM₁₀ car les inventaires effectués ne permettent pas de séparer les différents diamètres de particules.

Fraction absorbée (ppm)	Urbaine	Rurale	Éloignée	Moyenne
PM ₁₀ , cheminée haute	8,8	0,7	0,04	5
PM ₁₀ , cheminée basse	13	1,1	0,04	7,5
PM ₁₀ , sol	40	3,7	0,04	23
PM ₁₀ , moyenne	37	3,4	0,04	21
SO ₂	0,99	0,79	0,05	0,89
NO _x	0,2	0,17	0,01	0,18
NH ₃	1,7	1,7	0,1	1,7

TABLEAU 97 – fractions absorbées pour la pollution particulaire, d'après [248]

Il est possible, à partir du tableau 97, de définir des facteurs de caractérisation midpoint de la pollution particulaire. En effet, les facteurs midpoint tels que définis dans ReCiPe 2008 ne tiennent pas compte des dommages générés par les différents types de particules et sont donc construits en divisant la fraction absorbée de particules liées à une substance par une fraction absorbée de référence (celle des PM₁₀ dans le cas

de ReCiPe 2008). On construit donc un indicateur en suivant cette même méthode, et en prenant comme fraction absorbée de référence celle des PM₁₀ moyennes. Par ailleurs, on retiendra des facteurs différenciés entre sources urbaines et sources rurales mais en ne retenant que la distinction cheminée haute / sol, qui correspond approximativement à la distinction appliquée dans la section précédente. Les facteurs de caractérisation obtenus sont les suivants :

Facteur	Rural, haut	Rural, bas	Urbain, haut	Urbain, bas
PM ₁₀	0,033	0,176	0,419 ²	1,905
SO ₂	0,038	0,038	0,047	0,047
NO _x	0,008	0,008	0,010	0,010
NH ₃	0,081	0,081	0,081	0,081

TABLEAU 98 – facteurs de caractérisation différenciés, pollution particulaire, d’après [248]

Il est possible d’appliquer sur les ICV de carburants les distinctions décrites précédemment, c’est-à-dire entre sources d’émissions hautes et basses et entre sources urbaines et rurales. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 99. On constate ainsi que l’électricité issue du charbon et du photovoltaïque (dans une moindre mesure ; cela est lié au fait que les panneaux produits en Chine utilise du charbon comme énergie pour leur production) et les agrocarburants sont les énergies les plus impactantes. Dans le cas de l’électricité issue du charbon (houille et lignite), les impacts sont fortement liés aux émissions de SO₂ et de particules primaires. L’application de la différence urbaine / rurale possède une forte influence (+102% pour la houille et +115% pour le lignite) car la majorité des centrales thermiques sont situées en zone urbaine. Pour les agrocarburants, les émissions de NH₃ sont majoritairement responsables de l’impact. Ces émissions ayant lieu à hauteur du sol en milieu rural, la localisation des sources ne possède qu’un impact faible sur les résultats.

WtT (1 MJ)	Pollution particulaire, non différenciée (rural, haut) (mg PM _{10-éq.})	Pollution particulaire, différenciation appliquée (mg PM _{10-éq.})
Essence	1,3	1,7 (+31%)
Gazole	1,2	1,9 (+61%)
Électricité, charbon	23	45 (+102%)
Électricité, lignite	24	52 (+115%)
Électricité, gaz naturel	3,3	4,7 (+42%)
Électricité, PV	11	14 (+37%)
Électricité, éolien	1,5	2,3 (+56%)
Biodiesel	18	20 (+12%)
Éthanol	13	13 (-4%)

TABLEAU 99 – Bilan WtT de la pollution particulaire avec application des distinctions urbain / rural et haute / basse

Le tableau 100 présente les mêmes résultats que le tableau 99 mais pour la phase du réservoir à la roue (TtW). Les impacts de l’essence sont faibles et peu différenciés entre urbain et rural car les NO_x, émis en petites quantités, sont les responsables de l’impact

(la différenciation entre source haute et basse ne s'applique qu'aux particules primaires). Le Diesel présente un impact faible, sauf lorsque le véhicule est utilisé en urbain. Les NO_x sont en effet émis en forte quantités et les particules, bien qu'inférieures à 5 mg.km⁻¹, sont suffisantes pour que leur impact soit visible.

TtW (1 km)	Pollution particulaire, non différenciée (rural, haut) (mg PM _{10-éq.})	Pollution particulaire, différenciation appliquée (mg PM _{10-éq.})
Essence rurale	0,5	0,5
Essence urbaine	0,5	0,6
Diesel rural	2	2
Diesel urbain	2	11

TABLEAU 100 – Bilan TtW de la pollution particulaire avec application des distinctions urbain / rural et haute / basse

4 Ozone photochimique : aspect temporel

4.1 Présentation

Deux impacts ont été retenus pour prendre en compte la formation d'ozone photochimique troposphérique : ReCiPe 2008 POFP (*photochemical oxidant formation potential*) et CML 2001 POCP (*photochemical oxidation creation potential*). En effet, la modélisation de cet impact est complexe, compte tenu du rôle des NO_x et des COV. Les NO_x peuvent, selon leur nature, former de l'ozone (NO₂) ou le détruire (NO), même si la tendance générale ne va pas dans le sens de la formation. Les COV permettent de catalyser la réaction de formation d'ozone à partir de NO₂ et sont donc indirectement responsables de la formation de l'ozone. Par conséquent, il est donc extrêmement complexe de pondérer les NO_x et les COV pour obtenir un indicateur fiable. Cela explique pourquoi, dans le chapitre 4, deux indicateurs ont été retenus : le premier (ReCiPe 2008 POFP) donne un rôle fort aux NO_x, en attribuant un facteur de caractérisation égal à 1 kg NMCOV-éq.kg⁻¹ pour les NO_x et les différents COV. En revanche, le second indicateur retenu (CML 2001 POCP) donne un rôle faible aux NO_x, avec un coefficient de caractérisation égal à 0,028 kg C₂H_{4-éq.}.kg⁻¹ alors que les COV ont un facteur égal à 0,11 kg C₂H_{4-éq.}.kg⁻¹ (certains COV possèdent même des facteurs nettement plus élevés).

Il est possible d'aller plus loin dans la prise en compte du rôle des NO_x. Ainsi, l'indicateur par défaut de ReCiPe 2008 est calculé pour une évolution des concentrations d'ozone sur 8 h. Néanmoins, VAN ZELM et al. [172] ont déterminé les mêmes facteurs pour une évolution mesurée sur 24 h. À cette échelle, les NO_x apparaissent majoritairement comme un puits d'ozone et sont donc affecté d'un facteur de caractérisation négatif. Au niveau midpoint, les facteurs proposés sont les suivants :

Substances	Facteur de caractérisation, 8 h	Facteur de caractérisation, 24 h
NO _x	1 kg NMCOV- _{éq.}	-3 kg NMCOV- _{éq.}
COV	1 kg NMCOV- _{éq.}	1 kg NMCOV- _{éq.}

TABLEAU 101 – facteurs de caractérisation du POFP, selon la durée considérée

4.2 Résultats

L'indicateur 24 h ne peut servir que pour mettre en perspective les résultats obtenus avec l'indicateur 8 h. En effet, compte-tenu des émissions de NO_x dans les différents systèmes étudiés ici, tous les résultats obtenus sont négatifs. Le tableau 102 présente les différentes valeurs obtenues. On peut ainsi constater que, à l'exception des agrocarburants, les résultats sont inversement proportionnels. Plus le POFP 8 h est élevé, plus le POFP 24 h est faible, du fait des émissions de NO_x. Certains agrocarburants, tels le biodiesel de tournesol ou de palme ou l'éthanol de betterave, ont des résultats non proportionnels car une part significative du POFP est liée aux émissions de COV. Par exemple, le biodiesel de tournesol, qui possède un POFP 8 h égal à 126 mg NMCOV-_{éq.}.MJ⁻¹, inférieur au biodiesel de colza, mais un POFP 24 h égal à -209 mg NMCOV-_{éq.}.MJ⁻¹, significativement supérieur au colza (-416 mg NMCOV-_{éq.}.MJ⁻¹).

Énergies (1 MJ)	POFP, 8 h (mg NMCOV- _{éq.})	POFP, 24 h (mg NMCOV- _{éq.})
Essence	63	-162
Gazole	66	-170
Électricité, houille	926	-2 801
Électricité, lignite	1 197	-3 654
Électricité, gaz naturel	327	-776
Électricité, photovoltaïque	76	-203
Électricité, éolien	8	-16
Biodiesel, colza	199	-416
Biodiesel, tournesol	126	-209
Biodiesel, palme	215	-288
Biodiesel, UE	194	-365
Éthanol, blé	177	-459
Éthanol, betterave	136	-272
Éthanol, canne à sucre	155	-439
Éthanol, UE	160	-400

TABLEAU 102 – formation d'ozone photochimique (ReCiPe 2008 POFP) selon l'horizon de temps considéré pour les différentes énergies étudiées

Le tableau 103 présente les résultats pour les quatre véhicules retenus (aucune influence de l'incorporation d'agrocarburants n'est retenue). De fait, les conclusions diffèrent selon l'horizon de temps retenu pour le POFP. Alors que, à horizon 8 h, le diesel apparaît plus impactant que l'essence, les conclusions sont inversées pour le POFP 24 h. Par ailleurs, l'écart est nettement plus important entre les deux motorisations pour le POFP 24 h. Cela est, de manière évidente, lié aux émissions de NO_x du véhicule diesel alors que le véhicule essence est pénalisé par ses émissions importantes de COV (hydrocarbures imbrulés). L'utilisation du POFP 24 h remet donc

en perspective les résultats obtenus avec le POFP 8 h. Néanmoins, la présence de valeurs négatives ne permet pas de poursuivre avec cet indicateur et l'on conserve donc le POFP 8h et le POCP tel que développé par la méthode CML 2001.

Véhicules (1 km)	POFP, 8 h (mg COV _{éq.})	POFP, 24 h (mg COV _{éq.})
Essence, 2012	128	-117
Diesel, 2012	230	-503
Essence, flotte 2012	353	-41
Diesel, flotte 2012	498	-683

TABLEAU 103 – formation d’ozone photochimique (ReCiPe 2008 POFP) selon l’horizon de temps considéré pour les différents véhicules étudiés

Troisième partie



Résultats et discussion

CHAPITRE 9 Interprétation des ACV	p. 263
CHAPITRE 10 Discussion méthodologique	p. 293

Chapitre 9 Interprétation des ACV

*C*E chapitre présente l'interprétation des différents résultats obtenus dans les chapitres 5, 6 et 7. Le chapitre 5 s'attache à décrire la façon dont ont été calculés les différents bilans du puits au réservoir ainsi qu'à l'interprétation des résultats obtenus tandis que le chapitre 6 explicite le calcul des bilans du réservoir à la roue. On présente ici les différents bilans du puits à la roue (WtW) qui peuvent être obtenus à partir des chapitres 5 et 6. Par ailleurs, le chapitre 9 contient aussi les bilans WtW obtenus avec USEtox grâce aux calculs effectués dans le chapitre 7. Chaque impact est exposé séparément afin, pour chacun d'entre eux, de déterminer les énergies les plus impactantes et les plus favorables.

Un bilan est ensuite effectué, en dégageant les points forts et faibles de chaque énergie vis-à-vis de différentes références. L'objectif est ici de déterminer les gains réels des différentes énergies, en tenant compte des nombreuses incertitudes. La normalisation des résultats permet par ailleurs de savoir à quels impacts en particulier chaque énergie contribue.

Les résultats sur l'électricité photovoltaïque et éolienne ont été présentés durant la conférence Renewable energy research conference (RERC) [249] et ont été acceptés pour publication dans le journal « Energy Procedia » [250].

1 Présentation

Ce chapitre présente les résultats du puits à la roue (WtW, *well to wheels*) pour les différentes énergies et véhicules étudiés dans les chapitres 5 et 6. Les indicateurs utilisés sont ceux définis dans le chapitre 4 ainsi que dans le chapitre 7 (USEtox). Les systèmes WtW retenus sont les suivants (valeurs pour l'UE-27 en 2012) :

- véhicule à allumage commandé : essence pure, E85 de blé, E85 de betterave, E85 de canne à sucre et E85 moyen utilisé en UE (48% de blé, 29% de betterave, 23% de canne à sucre) ;
- véhicule à allumage par compression : gazole pur, B30 de colza, B30 de tournesol, B30 de palme et B30 moyen utilisé en UE (71% de colza, 7% de tournesol, 22% de palme) ;
- véhicule électrique (VE) : électricité issue de la houille, du lignite, du gaz naturel, photovoltaïque (PV) monocristallin (mono-Si), PV multicristallin (multi-Si), PV tellures de cadmium (CdTe), PV moyen installé en UE (46% multi-Si, 40% mono-Si, 14% CdTe) et éolien.

Dans les sections suivantes, ces différents couples énergies / véhicules sont comparés impacts par impacts. Pour chaque indicateur, la part de la production du carburant ou de l'électricité (WtT) est différenciée de la part liée à l'utilisation par le véhicule (TtW). Par ailleurs, les résultats seront systématiquement comparés aux impacts des véhicules essence et diesel représentatif de la flotte moyenne 2012 (respectivement dénommés VeF et VdF, en traits épais pour les valeurs moyennes et en traits fin pour les minimums et maximums) afin d'identifier quelles technologies apportent un gain et lesquelles possèdent un impact environnemental plus élevé. Conformément au chapitre 6, l'unité fonctionnelle retenue est le kilomètre parcouru avec le véhicule. Les barres d'erreur sont la somme des incertitudes associées à la production du carburant et celles liées au véhicule (changement de cycles et variations liés aux paramètres vitesse et température). Les indicateurs retenus sont les suivants : épuisement des ressources, épuisement énergétique, réchauffement climatique, acidification, eutrophisation, ozone photochimique, pollution particulaire, écotoxicité et santé.

Par ailleurs, afin de déterminer dans quelle mesure les impacts étudiés sont significatifs vis-à-vis des autres activités anthropiques, ceux-ci sont normalisés à l'aide des données publiées par SLEESWIJK et al. [145]. Comme défini dans le chapitre 3, la normalisation n'a pas pour objectif de quantifier les dommages causés par les impacts, mais elle permet de savoir dans quelle mesure les systèmes étudiés contribuent aux activités anthropiques de manière générale. Les impacts sont normalisés pour l'Europe à 25 pays pour l'année 2000 et les facteurs de normalisation correspondent aux impacts estimés pour l'Europe en un an. Afin de normaliser les résultats de nos systèmes, il est donc nécessaire de changer l'unité fonctionnelle (UF) retenue (1 km parcouru) pour que celle-ci corresponde à l'usage sur un an. L'UF choisie est ici 15 000 km, qui correspond au roulage considéré comme consensuel entre les différents

constructeurs européens. Les résultats ainsi obtenus étant extrêmement faibles, ils sont rapportés à l'impact d'un habitant européen possédant une voiture plutôt que de correspondre à l'intégralité des émissions européennes. Ils sont pour cela simplement multipliés par 460 000 000, qui correspond à la population de l'Europe puis multipliés par 0,473, qui correspond au taux d'équipement des européens en véhicules particuliers [2]. En résumé, la normalisation des impacts est obtenue de la manière suivante :

$$\text{Score normalisé} = \text{impact midpoint} \times 15000 / \text{facteur de normalisation} \times 4,6 \cdot 10^8 \times 0,473$$

Il est important de garder à l'esprit que les résultats issus de la normalisation sont fortement approximatifs, en particulier pour les impacts locaux. Les facteurs de normalisation sont en effet issus de facteurs à l'origine conçus pour les Pays-Bas et qui contiennent déjà une part importante d'incertitude. Il est de fait difficile d'estimer avec précision l'ensemble des émissions du continent européen, qui sont par ailleurs susceptibles de varier chaque année (les facteurs utilisés ici sont représentatifs de l'année 2000).

2 Épuisement des ressources (ADP ressources)

Cet indicateur ($ADP_{\text{ressources}}$, *abiotic depletion potential*), issu de la méthodologie CML 2001, représente l'épuisement des ressources non énergétiques. Il se base sur la consommation par rapport à la durée de vie de chaque ressource considérée. La figure 129 présente les résultats pour cet indicateur. Malgré les incertitudes importantes sur les valeurs obtenues (en particulier pour l'utilisation par le véhicule électrique d'électricité provenant de panneaux PV CdTe), l'énergie possédant l'impact le plus important est l'électricité PV, en particulier issue des panneaux au tellure de cadmium. Ces panneaux sont d'ailleurs plus impactants que les panneaux mono-Si et multi-Si qui possèdent un impact similaire. Les véhicules de la flotte 2012 ne sont pas visibles sur ce graphe car leur impact est très faible. Par ailleurs, leur impact, comme ceux des autres technologies, est peu significatifs, représentant entre 0,03% (carburants fossiles liquides), 0,01% (électricité fossile), 0,25% (éolien), 0,19% (B30) et 0,25% (E85) de l'impact d'un européen. *A contrario*, les impacts liés à l'utilisation de l'électricité photovoltaïque sont significatifs : 4% pour les panneaux cristallins, 22% pour le CdTe et 7% pour le panneau européen moyen. Le tableau 104 permet de voir les différents résultats, une fois les impacts normalisés.

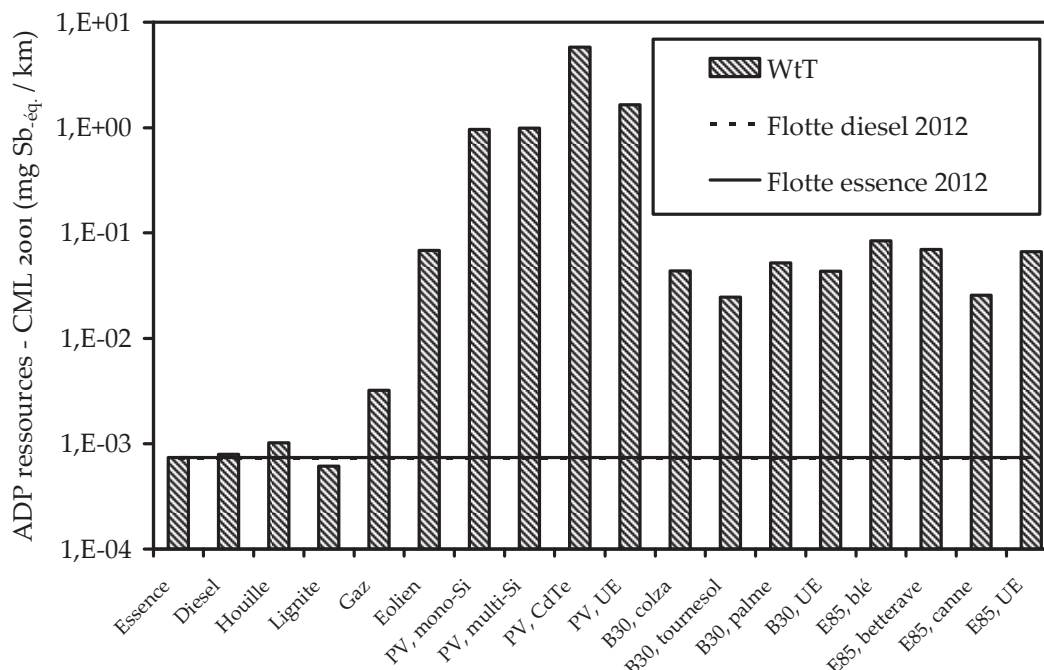


FIGURE 129 – bilan WtW des différentes alternatives, épuisement des ressources (ADP – échelle logarithmique)

Énergies	Impact normalisé, 15 000 km parcourus (hab-éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	<1%	<1%	<1%
Flotte diesel 2012	<1%	<1%	<1%
Essence	<1%	<1%	<1%
Diesel	<1%	<1%	<1%
Electricité, houille	<1%	<1%	<1%
Electricité, lignite	<1%	<1%	<1%
Electricité, gaz	<1%	<1%	<1%
Electricité, éolien	<1%	<1%	<1%
Photovoltaïque, UE	4%	7%	12%
B30, UE	<1%	<1%	1%
E85, UE	<1%	<1%	1%

TABLEAU 104 – impacts WtW normalisés (ADP) des différentes alternatives

3 Épuisement énergétique (ADP énergie)

Cet indicateur (*abiotic depletion potential*, ADP) considère l'ensemble de l'énergie fossile détruite par les différentes alternatives étudiées. Les énergies fossiles sont considérées comme substituables par l'indicateur, ce qui signifie qu'elles sont toutes pondérées de la même façon, quel que soit leur nature : charbon, gaz ou pétrole. La figure 131 présente les résultats pour les différentes énergies étudiées. Ainsi, on peut constater que toutes les énergies peuvent permettre des gains vis-à-vis des véhicules de référence essence et Diesel. Par ailleurs, on n'observe pas de différence significative entre le VeV, le VeD et le VE utilisant de l'électricité produite par la combustion du lignite, les valeurs moyennes et les incertitudes étant du même ordre de grandeur. Le

VE utilisant de l'électricité issue du charbon peut entraîner des gains de consommation d'énergie (de 2,1 à 1,6 MJ.km⁻¹), même si cette conclusion dépend fortement de la consommation du véhicule et de celle des VeV et VdV. En revanche, l'utilisation du gaz naturel permet de manière presque certaine d'utiliser moins d'énergie fossile (entre 0,7 et 1,6 MJ.km⁻¹, la valeur moyenne se situant à 1,1 MJ.km⁻¹). L'utilisation du B30 permet de faibles gains (-0,4 MJ.km⁻¹) tandis que l'E85 entraîne des gains significatifs vis-à-vis de l'utilisation exclusive de carburant fossile (entre 0,9 et 1,3 MJ.km⁻¹ selon la ressource). En particulier, l'éthanol de canne à sucre génère des gains importants. L'utilisation d'électricité renouvelable, qu'elle soit éolienne ou photovoltaïque, induit des gains très importants en consommation d'énergie fossile (de l'ordre de 2 MJ.km⁻¹, soit un gain proche de 99% par rapport au VeV). La normalisation (Cf. tableau 105) permet de constater que les impacts sont particulièrement significatifs. Les carburants fossiles liquides représentent ainsi près du quart des impacts d'un habitant européen.

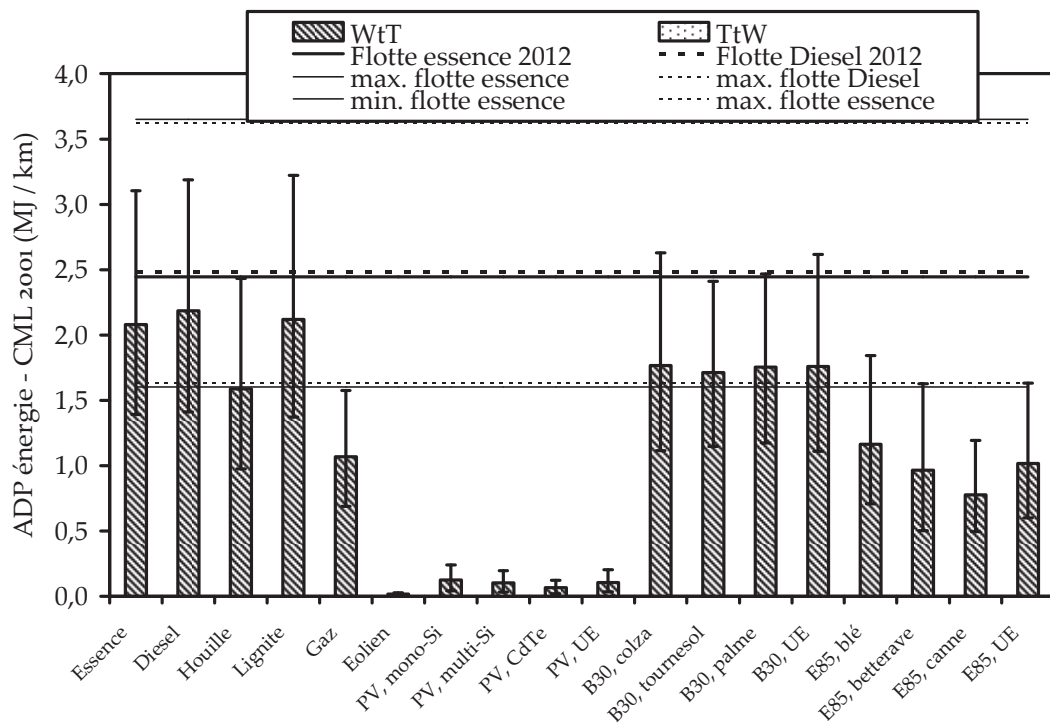


FIGURE 130 – bilan WtW des différentes alternatives, épuisement énergétique (ADP)

Énergies	Impact normalisé, 15 000 km parcourus (hab.éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	16%	26%	37%
Flotte diesel 2012	16%	25%	37%
Essence	14%	22%	32%
Diesel	14%	23%	32%
Electricité, houille	10%	17%	26%
Electricité, lignite	15%	23%	34%
Electricité, gaz	7%	11%	17%
Electricité, éolien	<1%	<1%	<1%
Photovoltaïque, UE	<1%	1%	2%
B30, UE	11%	18%	26%
E85, UE	6%	11%	17%

TABLEAU 105 – impacts WtW normalisés (ADP) des différentes alternatives

4 Augmentation de l'effet de serre (GWP)

Cet indicateur issu des travaux du GIEC et repris par la méthode ReCiPe 2008 (GWP, *global warming potential*) permet de quantifier la part de chaque énergie à l'accroissement de l'effet de serre. L'indicateur est exprimé ici en g CO_{2-éq.} / km. La figure 131 présente les impacts WtW pour les énergies retenues, en faisant la part entre production du carburant (hachures) et véhicule (points). Dans un premier temps, ce graphe montre que, pour les carburants conventionnels (essence et gazole), le véhicule est le principal émetteur de gaz à effet de serre (GES). Dans le cas du VE, la phase TtW est inexistante puisque le véhicule n'émet pas de quantités significatives de GES durant son utilisation. L'utilisation d'électricité issue de sources renouvelables (éolien et photovoltaïque) permet de fortement diminuer les émissions de GES vis-à-vis du véhicule de référence (diminution de 168 g CO_{2-éq.}.km⁻¹ pour le VeV à 1 g CO_{2-éq.}.km⁻¹ pour l'éolien 10 g.km⁻¹ pour le PV moyen) et de toutes les autres alternatives. Par ailleurs, l'électricité issue du gaz naturel induit aussi, dans une moindre mesure, un meilleur bilan que le VeV et le VdV, malgré les incertitudes (bilan compris entre 48 g CO_{2-éq.}.km⁻¹ et 110 g CO_{2-éq.}.km⁻¹). En revanche, le VE associé au charbon (houille et lignite) présente un bilan plus contrasté. Ainsi, l'électricité issue du lignite présente en moyenne un bilan plus élevé (199 g CO_{2-éq.}.km⁻¹), proche des véhicules de la flotte (son utilisation présente donc des gains nuls dans le cas du remplacement d'un véhicule de la flotte). En fonction de la consommation du véhicule et de l'efficacité énergétique de la filière, l'électricité au lignite peut présenter un bilan (entre 120 et 306 g CO_{2-éq.}.km⁻¹) significativement plus élevé que le VeV et le VdV ou un bilan proche, les minimums étant relativement peu éloignés. L'électricité issue de la houille peut apporter un gain en termes d'émissions de GES (- 35 g CO_{2-éq.}.km⁻¹ par rapport au VeV) mais, compte-tenu des marges d'erreur, il est nécessaire d'être prudent sur cette conclusion. Le GWP des agrocarburants est calculé en ne considérant pas directement le CO₂ absorbé par la biomasse mais en attribuant un coefficient nul au CO₂ émis à l'échappement lorsque celui-ci est issu du carbone de la ressource agricole (ce principe, dit de « neutralité carbone » de la biomasse, est explicité dans le chapitre 5). Par conséquent, les émissions de GES de l'étape correspondent aux émissions liés à la production du

carburant tandis que les émissions à l'échappement sont liées à la part d'essence ou de gazole (et, dans un moindre mesure, du carbone issu du méthanol dans le cas du biodiesel). Tous les agrocarburants permettent des gains de GES, même si l'on considère les incertitudes. En effet, ces dernières sont principalement liées au véhicule et sont donc similaires entre véhicules essence et diesel conventionnels et agrocarburants. Néanmoins, les gains liés à l'utilisation du B30 (-20 g CO_{2-éq}.km⁻¹) sont relativement faibles tandis que l'E85 issu du blé (-52 g CO_{2-éq}.km⁻¹), de betterave (-80 g CO_{2-éq}.km⁻¹) et de canne à sucre (-102 g CO_{2-éq}.km⁻¹) permettant des gains réellement substantiels. Par ailleurs, si la production de biodiesel de palme s'accompagne d'un changement des sols, les gains en termes d'émission de GES deviennent nuls (-7 g CO_{2-éq}.km⁻¹). En outre, les résultats normalisés, tels que présentés dans le tableau 106, permettent de voir que la majorité des impacts sont particulièrement significatifs. Ainsi, rouler avec un véhicule conventionnel essence ou diesel représente environ 10% des émissions de GES d'un européen moyen. Les impacts restent significatifs avec l'utilisation d'électricité issue de la houille, du lignite et même du B30 dont les gains réels sont dans la majorité des cas faibles. L'E85 et l'électricité issue du gaz permettent de réaliser des gains substantiels pour diminuer l'empreinte carbone d'un européen. Enfin, l'utilisation d'électricité renouvelable (PV ou éolien) permet de réduire drastiquement l'impact d'un européen, puisque les 12% imputables aux émissions du transport personnel sont très fortement diminués.

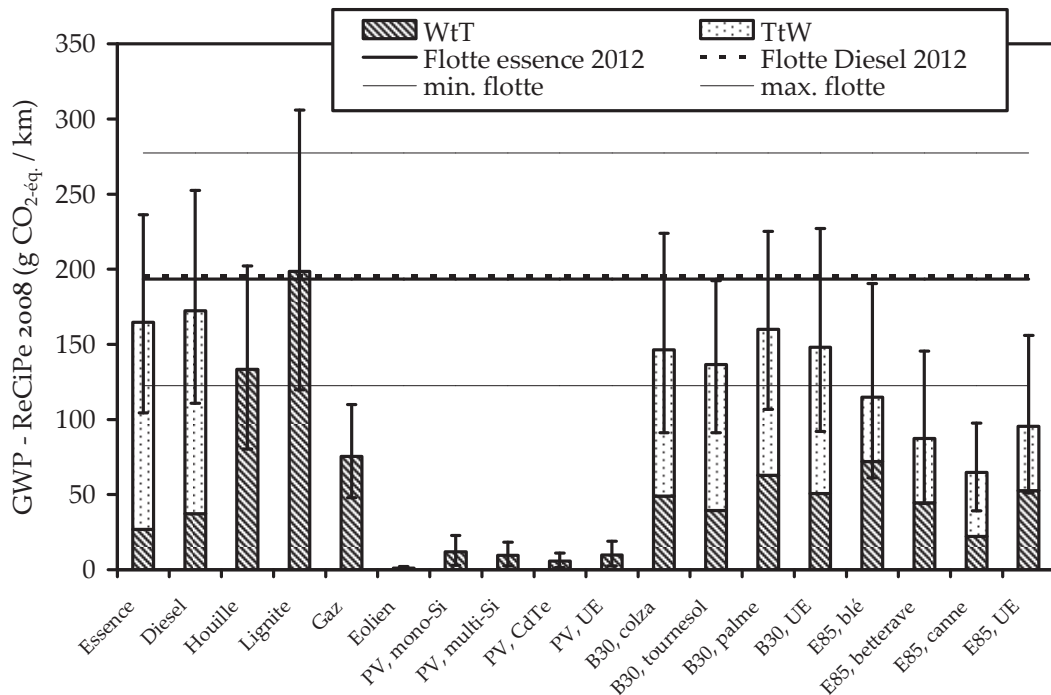


FIGURE 131 – bilan WtW des différentes alternatives, augmentation de l'effet de serre (GWP)

Énergies	GWP normalisé, 15 000 km parcourus (hab-éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	8%	12%	17%
Flotte diesel 2012	8%	12%	18%
Essence	7%	10%	15%
Diesel	7%	11%	16%
Electricité, houille	5%	8%	13%
Electricité, lignite	8%	12%	19%
Electricité, gaz	3%	5%	7%
Electricité, éolien	<1%	<1%	<1%
Photovoltaïque, UE	<1%	<1%	1%
B30, UE	6%	9%	14%
E85, UE	3%	6%	10%

TABLEAU 106 – impacts WtW normalisés (GWP) des différentes alternatives

5 Acidification (AP)

Cet impact (AP, *acidification potential*) issu de la méthode ReCiPe 2008 est lié aux émissions de dioxyde de soufre (SO₂), oxydes d'azote (NO_x) et ammoniac (NH₃). Dans les systèmes étudiés, les NO_x sont les principaux contributeurs pour l'ensemble des filières, à l'exception des agrocarburants pour lesquels le NH₃ joue un rôle significatif (Cf. chapitre 5). La figure 132 présente le bilan WtW des différentes énergies étudiées pour l'acidification. Ainsi, l'on peut constater dans un premier temps que le VE associé à l'électricité éolienne présente le bilan le plus faible de toutes les énergies étudiées (5 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹). L'électricité issue du gaz et PV peut aussi induire des gains d'acidification par rapport au VeV (respectivement -70 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹ et -54 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹). Toutefois, même si les gains sont probables, les incertitudes montrent qu'ils ne sont pas systématiques (les maximums du gaz et du PV sont respectivement égaux à 154 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹ et 179 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹) dépendent donc de l'irradiance reçue par le panneau solaire, de la consommation du véhicule et du type de roulage adopté par le conducteur. Avec des conditions favorables, le PV peut présenter des gains significatifs par rapport à l'essence. Les autres alternatives ont toutes un impact acidifiant significativement plus élevé que l'essence, y compris le diesel vendu en 2012. Ce dernier présente, *a priori*, un impact proche du véhicule essence de la flotte 2012 (130 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹ pour le VdV contre 114 g SO_{2-éq.}.km⁻¹ pour le VeV) mais la marge d'erreur supérieure est très élevée (le maximum atteint 655 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹), du fait de la variation importante des émissions de NO_x à l'échappement. Par conséquent, il est difficile de déterminer, entre VE utilisant de l'électricité au charbon (houille et lignite) et véhicule diesel, lequel est réellement plus impactant. Le VE peut avoir des impacts supérieurs, en particulier avec l'utilisation du lignite (entre 173 et 731 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹) mais il convient d'être prudent car les marges d'incertitude sont très élevées. L'utilisation de B30 est significativement plus impactante que l'essence et le diesel standard (son bilan est compris entre 285 et 1 180 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹). En effet, bien que les marges d'erreurs soient élevées pour le B30 et le diesel standard, la majeure partie de ces incertitudes est liée au véhicule. Par conséquent, avec des véhicules similaires, il est possible d'affirmer que l'utilisation de biodiesel pour se substituer au gazole

conventionnel possède un impact significatif sur l'acidification. Vis-à-vis de l'essence, l'E85 augmente de manière certaine les impacts, en particulier avec l'utilisation du blé comme ressource (son bilan peut atteindre jusqu'à 1 530 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹, tandis que le minimum est égal à 249 mg SO_{2-éq.}.km⁻¹). La canne à sucre implique un bilan dans les mêmes ordres de grandeur que le diesel conventionnel alors que le blé peut, dans les pires hypothèses, présenter un bilan largement supérieur.

La phase TtW joue un rôle relativement faible pour les impacts de l'essence et de l'E85. En revanche, le véhicule peut avoir un impact faible (émissions NEDC) à majoritaire (cycles clients les plus majorants) pour le diesel et le B30. La grande incertitude sur les émissions de NO_x du véhicule diesel doit rendre prudent quand aux conclusions obtenues. Une fois normalisés (Cf. tableau 107), les impacts moyens des différentes énergies sont faibles pour l'essence et l'électricité renouvelable. En revanche, en prenant en compte les marges d'erreurs, l'utilisation de l'E85, du B30 ou du gazole possèdent un impact significatif voire très important (de l'ordre de 15%).

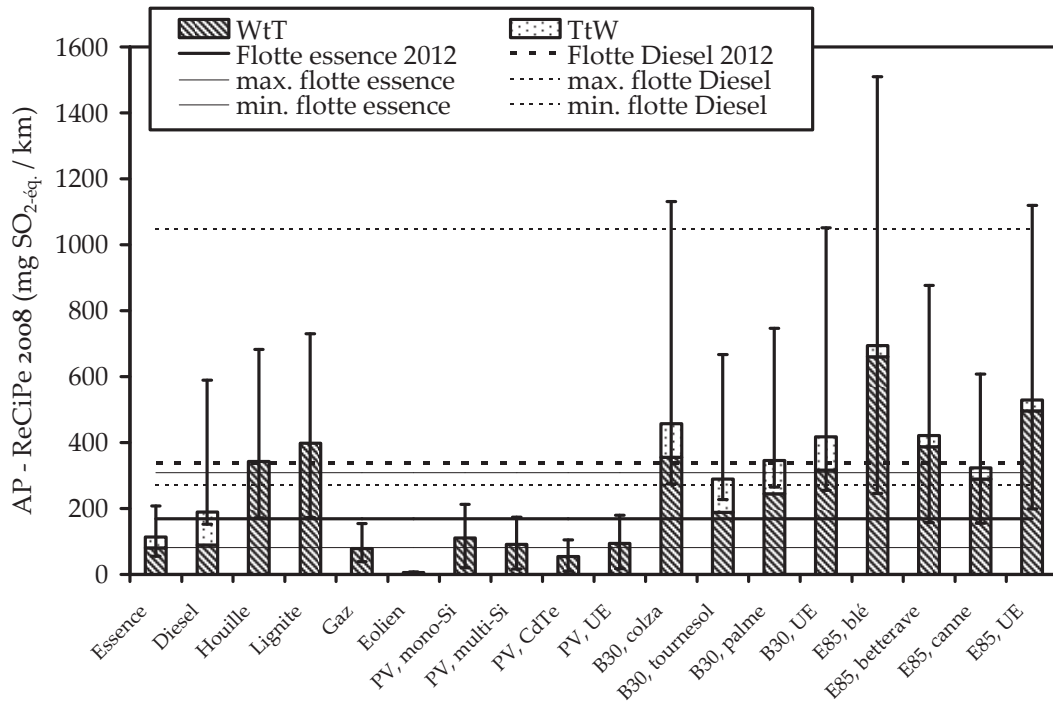


FIGURE 132 – bilan WtW des différentes alternatives, acidification (AP)

Énergies	AP normalisé, 15 000 km parcourus (hab- _{eq})		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	1%	3%	4%
Flotte diesel 2012	4%	5%	14%
Essence	1%	2%	4%
Diesel	2%	3%	8%
Electricité, houille	2%	4%	9%
Electricité, lignite	2%	5%	9%
Electricité, gaz	<1%	1%	2%
Electricité, éolien	<1%	<1%	<1%
Photovoltaïque, UE	<1%	1%	2%
B30, UE	3%	6%	14%
E85, UE	3%	7%	15%

TABLEAU 107 – impacts WtW normalisés (AP) des différentes alternatives

6 Eutrophisation (FWEP et MWEP)

Deux impacts ont été retenus pour prendre en compte l'eutrophisation : limnique (ReCiPe 2008 FWEP, *freshwater eutrophication potential*) et marine (ReCiPe 2008 MWEP, *marine water eutrophication potential*). Le premier se base sur les émissions de phosphore tandis que le second prend en compte les émissions d'azote, selon la théorie de l'élément limitant (Cf. chapitres 1 et 3). La figure 133 met en évidence l'eutrophisation limnique WtW. De manière évidente, les agrocarburants possèdent un potentiel eutrophisant nettement plus fort que les autres carburants et l'E85 possède un impact plus élevé que le B30. Parmi les agrocarburants, le colza possède un impact plus fort que le tournesol et la palme, tandis que le blé est la ressource la plus eutrophisante pour l'éthanol. Une fois normalisés (Cf. tableau 108), les impacts sont très faibles pour les énergies hors agrocarburants. Même pour ces derniers, les impacts restent peu élevés (respectivement 1% et 2% d'un européen moyen pour le B30 et l'E85). La phase TtW, de manière évidente, ne joue aucun rôle dans l'eutrophisation limnique.

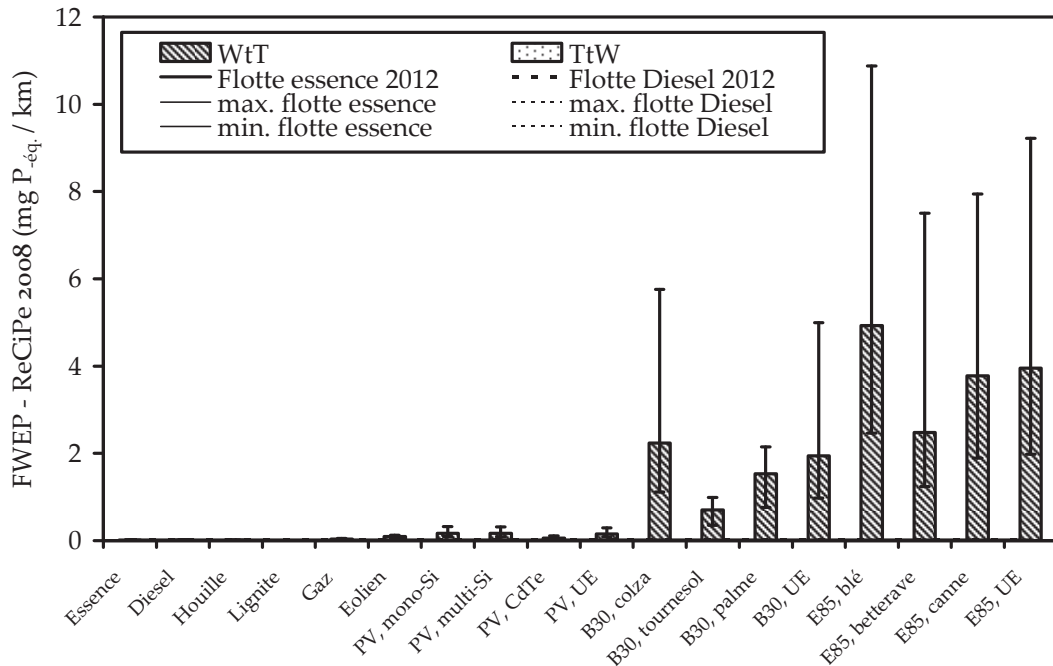


FIGURE 133 – bilan WtW des différentes alternatives, eutrophisation limnique (FWEP)

La figure 134 présente les mêmes résultats mais pour l'eutrophisation marine (MWEP). À nouveau, l'électricité renouvelable présente le bilan le plus favorable. Par ailleurs, le VE associée à l'électricité issue du gaz naturel permet aussi des gains significatifs (-42 mg N-ék.km⁻¹), même si les résultats peuvent tendre à égaler ceux du VeV (92 mg N-ék.km⁻¹). Ce dernier présente un bilan meilleur que le véhicule diesel, dont la marge d'erreur supérieure est importante (incertitudes vis-à-vis des émissions de NO_x, +302 mg N-ék.km⁻¹). Les impacts du véhicule utilisant de l'électricité issue de la houille ou du lignite sont globalement similaires au véhicule diesel (respectivement égaux à 168 et 218 mg N-ék.km⁻¹), ce dernier pouvant même avoir un impact plus élevé dans certaines conditions défavorables (430 mg N-ék.km⁻¹). Le B30 possède un impact très défavorable par rapport au diesel conventionnel (entre 84 et 1 210 mg N-ék.km⁻¹). L'E85 de betterave et de canne peut présenter un bilan similaire au véhicule diesel conventionnel, permettant un gain vis-à-vis du véhicule diesel de la flotte actuelle. En revanche, l'E85 de blé possède un bilan élevé (entre 86 et 1 350 mg N-ék.km⁻¹), du même ordre que le biodiesel. Par rapport à l'essence conventionnelle, l'E85 utilisé en UE-27 possède clairement un impact négatif sur l'eutrophisation (entre +43 et +824 mg N-ék.km⁻¹).

Contrairement à l'eutrophisation limnique, la normalisation (Cf. tableau 108) met en évidence l'importance des impacts des différentes énergies étudiées par rapport aux émissions moyennes européennes. Ainsi, seule l'électricité renouvelable (éolienne et PV) possède un impact négligeable. L'eutrophisation marine de l'électricité issue du gaz est de l'ordre de 0,03 hab-ék. tandis que celle de l'essence est de 0,11 hab-ék. Celle associée au diesel est de 0,08 hab-ék. mais peut monter jusqu'à près du quart des impacts d'un européen moyen. L'utilisation d'agrocultures (B30 et E85) de manière systématique représenterait près du quart de l'eutrophisation marine générée par un

habitant. Par ailleurs, en tenant compte de la forte marge d'incertitude sur l'impact du véhicule et sur la production de l'agrocarburant, le bilan peut 0,70 hab-éq. pour le B30 et 0,47 hab-éq. pour l'E85. La phase véhicule possède un impact faible pour l'essence et l'E85 alors qu'elle est significative pour le diesel. En effet, elle représente en moyenne la moitié des impacts du diesel conventionnel mais les incertitudes sur les émissions peuvent lui attribuer 80% des impacts. Dans une moindre mesure, la phase véhicule est aussi significative pour le B30.

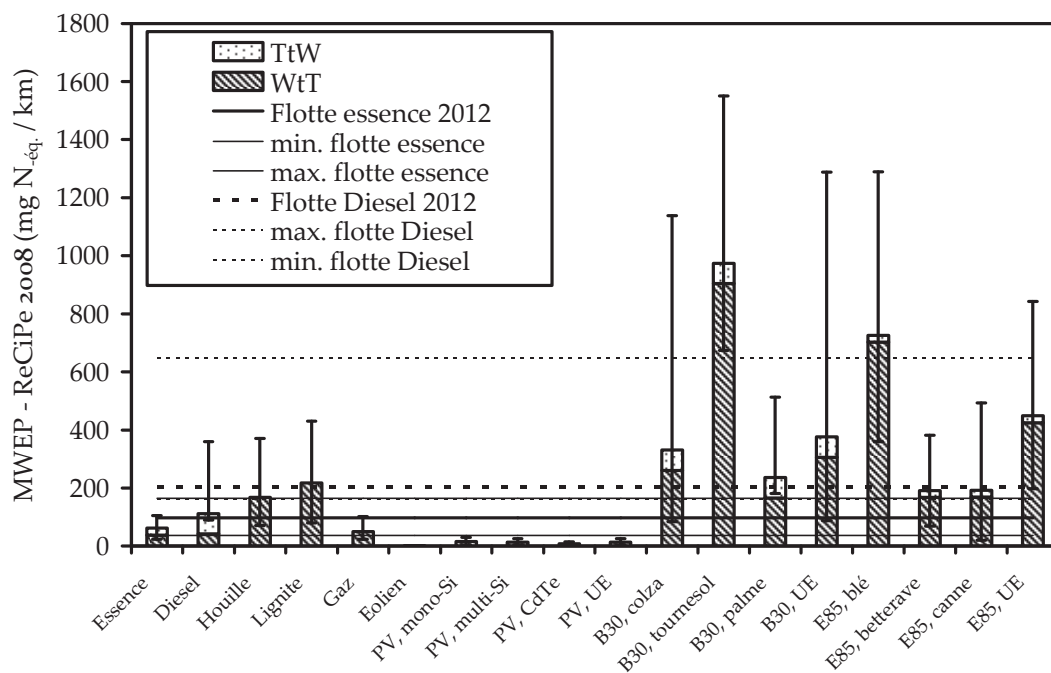


FIGURE 134 – bilan WtW des différentes alternatives, eutrophisation marine (MWEP)

Énergies	FWEP / MWEP normalisés, 15 000 km parcourus (hab-éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	<1% / 3%	1% / 8%	2% / 13%
Flotte diesel 2012	<1% / 8%	1% / 14%	2% / 41%
Essence	<1% / 2%	1% / 5%	1% / 9%
Diesel	<1% / 1%	1% / 8%	1% / 25%
Electricité, houille	<1% / 4%	<1% / 9%	<1% / 20%
Electricité, lignite	<1% / 4%	<1% / 12%	<1% / 24%
Electricité, gaz	<1% / 1%	<1% / 3%	<1% / 6%
Electricité, éolien	<1% / <1%	<1% / <1%	<1% / <1%
Photovoltaïque, UE	<1% / <1%	<1% / 1%	1% / 1%
B30, UE	<1% / 9%	1% / 21%	5% / 70%
E85, UE	<1% / 11%	2% / 25%	9% / 47%

TABLEAU 108 – impacts WtW normalisés (FWEP / MWEP) des différentes alternatives

7 Ozone photochimique (POFP et POCP)

Conformément aux recommandations formulées dans le chapitre 4, deux indicateurs ont été retenus pour modéliser la formation d’ozone photochimique : ReCiPe 2008 POFP (*photochemical ozone formation potential*) et CML 2001 POCP (*photochemical oxidation creation potential*). Le premier indicateur accorde un rôle égal aux NO_x (1 kg NMCOV-éq.kg⁻¹) et aux COV (1 kg NMCOV-éq.kg⁻¹) tandis que le second donne un rôle plus important aux COV (en moyenne 0,11 kg C₂H₄-éq.kg⁻¹) par rapport aux NO_x (0,028 kg C₂H₄-éq.kg⁻¹). La figure 135 présente les différents résultats obtenus avec l’indicateur POFP. Sans équivoque, l’électricité renouvelable présente le bilan le plus favorable, en particulier l’électricité éolienne (4 mg NMCOV-éq.km⁻¹). Le remplacement des véhicules moyens de la flotte par les véhicules moyens vendus en 2012 permet aussi des gains significatifs (233 et 41 mg COV-éq.km⁻¹, respectivement pour le VeV et le VdV). Par ailleurs, le diesel présente un bilan défavorable vis-à-vis de l’essence, d’autant plus si l’on considère la marge supérieure, très élevée du fait des incertitudes sur les émissions de NO_x (595 mg NMCOV-éq.km⁻¹). L’électricité issue du gaz naturel possède un bilan proche de l’essence (154 mg NMCOV-éq.km⁻¹), avec une marge d’erreur supérieure plus faible. Celle issue de la houille présente un bilan comparable au diesel, avec la possibilité d’offrir un bilan plus faible avec une consommation réduite et des centrales efficaces (minimum = 183 mg NMCOV-éq.km⁻¹). Celle utilisant le lignite possède un impact plus élevé mais, comme pour la houille, les marges d’erreur tendent à montrer que les impacts peuvent être similaires (minimum = 207 mg NMCOV-éq.km⁻¹). Par rapport à l’essence, l’E85 présente clairement un bilan défavorable (jusqu’à +664 mg NMCOV-éq.km⁻¹). Les barres d’incertitudes n’empêchent pas de conclure car elles sont principalement liées à la phase d’utilisation du carburant par le véhicule, identique pour les deux carburants). La ressource utilisée influe peu sur les résultats des agrocarburants. Par ailleurs, le bilan est légèrement meilleur que pour le diesel, la valeur moyenne étant proche mais les barres d’incertitudes tendant à montrer que l’E85 possède un impact généralement inférieur. Le bilan du B30 est

légèrement supérieur au diesel standard (+63 mg NMCOV_{eq}.km⁻¹), les différences entre les ressources employées pour sa production étant globalement assez faibles.

De manière générale, la phase TtW est très significative comparativement à la phase WtT. Pour les carburants conventionnels, elle représente ainsi au minimum la même part que la production du carburant et jusqu'à huit fois pour les impacts maximaux. Même si les impacts des agrocarburants sont supérieurs aux carburants liquides fossiles, la phase TtW reste très significative. La normalisation des impacts (Cf. tableau 109) tend à montrer que ceux-ci sont significatifs (sauf pour l'électricité renouvelable). L'électricité issue du gaz et l'essence représentent 2% des impacts d'un européen moyen, mais cette valeur peut s'élever respectivement à 3% et 6% pour les impacts maximaux. Les impacts liés au gazole et au B30 ainsi que le VE associé à la houille et au lignite sont très significatifs. Ils représentent ainsi entre 5% et 7% des impacts et jusqu'à 14% pour le maximum de l'électricité issue du lignite.

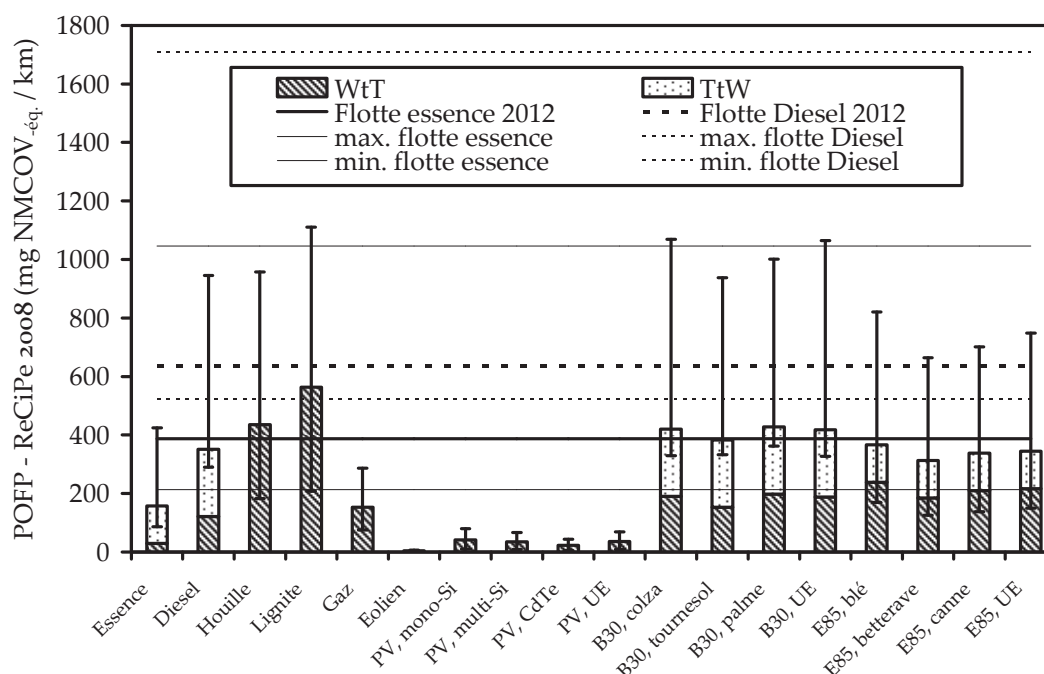


FIGURE 135 – bilan WtW des différentes alternatives, ozone photochimique (POFP)

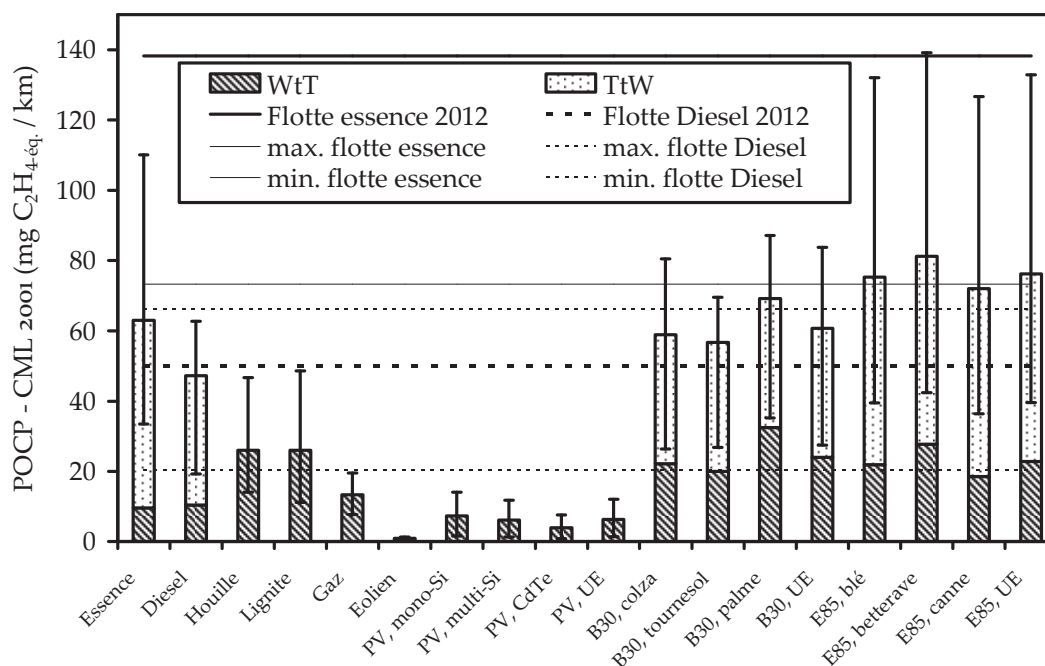


FIGURE 136 – bilan WtW des différentes alternatives, ozone photochimique (POCP)

La figure 136 présente les mêmes résultats que la figure 135 mais l'indicateur utilisé est le POCP (CML 2001) à la place du POFP (ReCiPe 2008). Les conclusions obtenues sont très différentes de celles obtenues avec l'indicateur précédent. Ainsi, l'électricité éolienne reste l'énergie ayant l'impact le plus faible mais le PV, bien que peu élevé (6 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹), tend à se rapprocher du bilan de l'électricité issue du gaz naturel (13 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹). La houille et le lignite ont des résultats similaires (26 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹) qui sont significativement supérieurs au gaz naturel. Le diesel conventionnel obtient des résultats supérieurs à ces deux énergies (50 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹), même si les barres d'incertitude tendent à montrer que les impacts se situent dans les mêmes ordres de grandeur. Par ailleurs, le gain du VE par rapport aux véhicules de la flotte est confirmé. Le diesel permet aussi des gains importants par rapport au VeF (-90 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹) mais possède peu de différences par rapport au VdF. En outre, contrairement aux conclusions obtenues avec ReCiPe 2008, l'essence apparaît significativement plus impactante que le gazole (+15 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹). En effet, même si la marge d'erreur inférieure tend à nuancer ce propos, les marges d'erreurs supérieures induisent des valeurs nettement plus élevées (112 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹). Le B30 présente des résultats plus forts que le gazole standard (+13 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹), de même que l'E85 présente un impact plus fort que l'essence conventionnelle (+12 mg C₂H_{4-ék.}.km⁻¹). En revanche, le B30 possède un bilan proche de l'essence, avec des valeurs maximales moins élevées.

Par ailleurs, la phase TtW concentre la majeure partie des impacts, que ce soit en diesel ou essence. Mais, contrairement au POFP, les incertitudes tendent à faire diminuer les impacts pour le diesel (émissions de NMCOV sur cycle client sous la norme) au lieu de les augmenter (émissions de NO_x). La normalisation donne des résultats très différents de ceux obtenus avec le POFP. Ainsi, les émissions représentent en moyenne moins de 2% des impacts moyen d'un européen, y compris pour l'essence et l'E85. Compte-tenu

de ces deux indicateurs, il est donc difficile de déterminer quelles énergies peuvent le plus contribuer à la formation d’ozone photochimique. Ainsi, les deux seules conclusions concordantes sont que l’électricité renouvelable est l’énergie la moins impactante et les agrocarburants (B30 et E85) sont systématiquement plus impactants que leurs équivalents fossiles. Les résultats ne sont pas suffisamment concordants pour tirer des conclusions, même qualitatives, entre essence, gazole et électricité fossile.

Énergies	POFP / POCP normalisés, 15 000 km parcourus (hab-éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	3% / 3%	5% / 6%	13% / 9%
Flotte diesel 2012	7% / 1%	8% / 2%	21% / 3%
Essence	1% / 1%	2% / 2%	6% / 4%
Diesel	4% / <1%	5% / 2%	12% / 2%
Electricité, houille	2% / <1%	5% / 1%	12% / 2%
Electricité, lignite	2% / <1%	7% / 1%	14% / 2%
Electricité, gaz	1% / <1%	2% / <1%	3% / 1%
Electricité, éolien	<1% / <1%	<1% / <1%	<1% / <1%
Photovoltaïque, UE	<1% / <1%	<1% / <1%	1% / <1%
B30, UE	4% / 1%	5% / 2%	13% / 3%
E85, UE	2% / 1%	4% / 3%	9% / 5%

TABLEAU 109 – impacts WtW normalisés (POFP / POCP) des différentes alternatives

8 Pollution particulaire (PMFP)

L’indicateur retenu pour modéliser la pollution particulaire est issu de méthode ReCiPe 2008 (PMFP, *particulate matter formation potential*). Il se base sur les émissions de particules primaires (sans distinction de diamètre), les émissions de NO_x, de SO₂ et de NH₃. La figure 137 présente les différents résultats obtenus. Dans un premier temps, on constate que toutes les énergies étudiées permettent des gains significatifs par rapport au véhicule représentatif de la flotte diesel 2012. En effet, ce dernier contient une part de véhicules euro 2, 3 et 4 (Cf. chapitre 6) qui émettent de grandes quantités de NO_x et de particules et possèdent donc un fort impact (entre 481 et 1 857 mg PM_{10-éq}.km⁻¹). À nouveau, l’électricité éolienne est l’énergie présentant l’impact le plus faible (4 mg PM_{10-éq}.km⁻¹). L’électricité PV possède ici un impact significatif et analogue au gaz naturel (32 mg PM_{10-éq}.km⁻¹). L’utilisation du charbon comme source d’énergie pour la production des panneaux est en effet particulièrement impactante. L’essence possède un impact légèrement supérieur à ces deux énergies (49 mg PM_{10-éq}.km⁻¹) et permet d’obtenir un bilan significativement meilleur que le VeF. Le diesel et l’électricité issue de la houille et du lignite possèdent un impact supérieur à l’essence (respectivement 128 et 154 mg PM_{10-éq}.km⁻¹) et l’électricité peut présenter un bilan plus mauvais que le diesel, les barres d’erreur se recoupant partiellement. L’E85 et le B30 présentent un bilan similaire aux électricités fossiles. Cela signifie que la substitution du gazole par du B30 possède un impact faible mais que le remplacement de l’essence par d’E85 possède un impact très important (+85 mg PM_{10-éq}.km⁻¹).

La phase TtW représente une part relativement faible des impacts, même si la marge d'incertitude est importante. *A contrario*, le véhicule diesel représente une part importante des impacts (50% pour le diesel conventionnel), qui peut devenir très élevée pour la marge d'erreur maximale. Ces derniers sont majoritairement liés aux émissions de NO_x, les particules étant émises en très faibles quantités. La normalisation des impacts (Cf. tableau 110) permet de constater que les émissions sont significatives. Ainsi, parcourir 15 000 km par an avec le diesel représente 8% des impacts moyens annuels d'un européen et jusqu'à 23% en tenant compte de l'incertitude supérieure. En outre, l'électricité issue de la houille et du lignite représente respectivement 13% et 16% et jusqu'à 27% et 29% pour la marge d'erreur haute. Dans les mêmes ordres de grandeur, le B30 et l'E85 représentent en moyenne respectivement 26% et 30% des impacts d'un européen moyen et jusqu'à 31% et 36% en tenant compte de la marge d'erreur supérieure. Compte-tenu de cela et de l'impact des véhicules de la flotte, toutes les technologies actuelles permettent de baisser significativement les impacts en remplaçant un VdF. Cependant, vis-à-vis du VeF, seule l'électricité renouvelable et issue du gaz ainsi que le véhicule essence actuels sont en mesure d'apporter des gains significatifs, les autres technologies aggravant fortement les impacts.

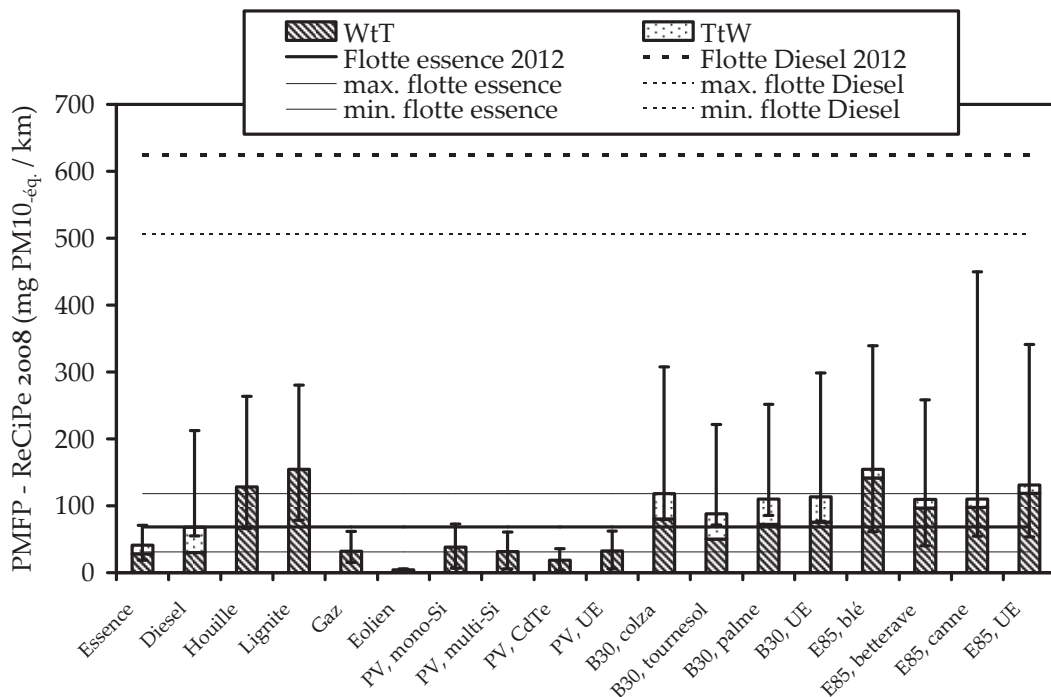


FIGURE 137 – bilan WTW des différentes alternatives, pollution particulaire (PMFP)

Énergies	ReCiPe 2008 PMFP normalisé , 15 000 km parcourus (hab-éq.)		
	Minimum	Moyen	Maximum
Flotte essence 2012	3%	8%	15%
Flotte diesel 2012	50%	66%	193%
Essence	2%	15%	9%
Diesel	6%	8 %	23%
Electricité, houille	7%	13 %	27%
Electricité, lignite	8%	16 %	29%
Electricité, gaz	1%	3 %	7%
Electricité, éolien	<1%	<1 %	<1%
Photovoltaïque, UE	<1%	3 %	7%
B30, UE	8%	12 %	31%
E85, UE	6%	14 %	36%

TABLEAU 110 – impacts WtW normalisés (PMFP) des différentes alternatives

9 Écotoxicité aquatique (USEtox)

L'écotoxicité aquatique est calculée à l'aide du modèle USEtox et seule l'écotoxicité causée par les organiques est retenue, pour les raisons établies dans le chapitre 7 (robustesse insuffisante). La figure 139 présente les résultats obtenus pour les différentes énergies. Les résultats sont tracés en échelle logarithmique car ils présentent une dispersion de plus de cinq ordres de grandeur. Par ailleurs, compte-tenu des incertitudes associées à ce type d'impact, il a été proposé dans le chapitre 7 de considérer que les différences sont significatives que si elles sont *a minima* égales à un ordre de grandeur. Les barres d'incertitudes présentées sur la figure représentent ces incertitudes (plus élevées que les incertitudes sur l'inventaire de données).

Il est possible de classer les énergies en plusieurs groupes, selon leur écotoxicité. Le premier groupe contient l'électricité toutes sources confondues (impact compris entre 1.10^{-7} et 2.10^{-4} PAF.m³.an.km⁻¹), avec un impact potentiellement plus faible pour le lignite et l'éolien. Compte-tenu des incertitudes, il est possible de considérer que ces différentes sources d'énergies présentent un impact globalement similaire et inférieur à ceux de l'essence et le diesel, qui constituent le groupe suivant (entre 3.10^{-4} et 2.10^{-1} PAF.m³.an.km⁻¹). Les carburants fossiles liquides ont en effet un impact supérieur de plus de deux ordres de grandeur par rapport à l'électricité. La phase véhicule joue un rôle marginal par rapport à la production du carburant puisqu'elle est inférieure de deux ordres de grandeurs et n'est donc pas visible sur ce graphe (compte-tenu de l'échelle logarithmique retenue). Le diesel possède un impact près de dix fois plus élevé que l'essence, ce qui implique qu'il est probable qu'il soit plus impactant sans que cela puisse être affirmé avec certitude. L'E85 est plus écotoxique que l'essence (plus de deux ordres de grandeur d'écart, en particulier à cause de l'utilisation de l'éthanol de canne à sucre (qui utilise de l'atrazine et du linuron, responsables de 90% des impacts). De même pour B30 par rapport au diesel. Ces dernières conclusions sont susceptibles d'être nuancées, si les pesticides sont surestimés d'un ordre de grandeur (Cf. chapitre 5).

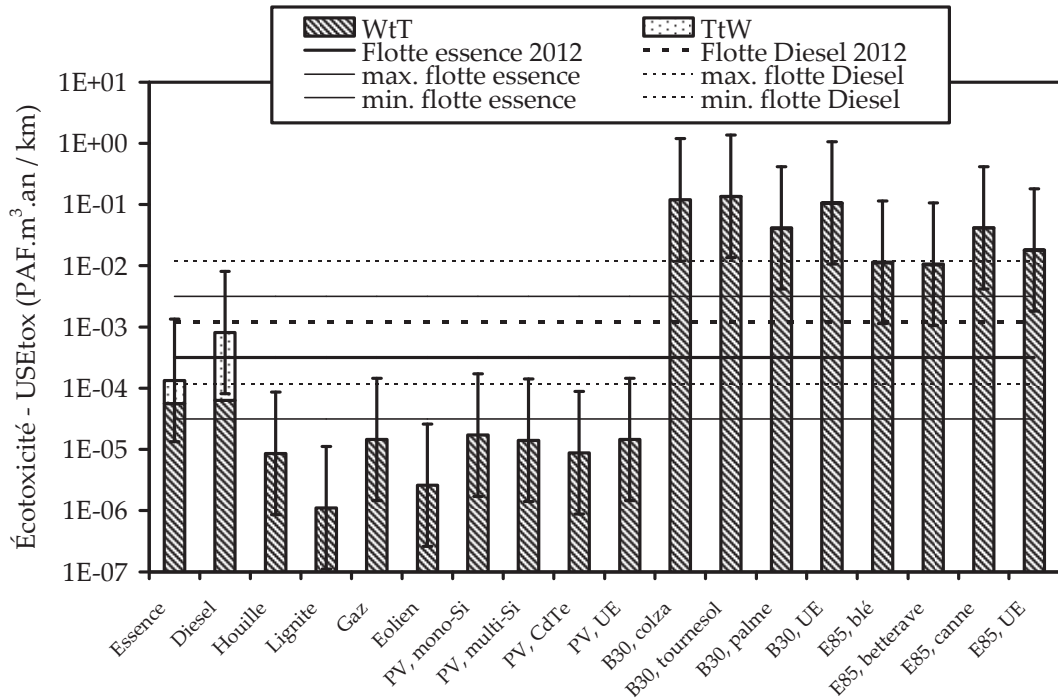


FIGURE 138 – bilan WtW des différentes alternatives, écotoxicité (USEtox)

10 Santé (cancérigènes et non cancérigènes, USEtox)

L'indicateur retenu est issu du modèle USEtox. Seule la toxicité liée aux substances organiques a été retenue. En effet, les particules sont modélisées à l'aide de l'impact PMFP de ReCiPe 2008 (Cf. §8) et la toxicité liée aux métaux (inorganiques) n'a pas été retenue pour les mêmes raisons que pour l'écotoxicité aquatique (Cf. chapitre 7). Les effets chroniques sur la santé peuvent être séparés en deux catégories : cancérigènes et non cancérigènes. Ces deux indicateurs sont exprimés en cas.kg⁻¹ (unité de référence sans signification physique) et peuvent donc théoriquement être additionnés, mais compte-tenu de leurs mécanismes d'action très différents, il a été choisi de les présenter de manière séparée. De même que pour l'écotoxicité, les impacts sont présentés sur la figure 139 (effets cancérigènes) et la figure 140 (effets non cancérigènes) en utilisant une échelle logarithmique. Compte-tenu des fortes incertitudes associées à ces indicateurs, un écart égal à deux ordres de grandeur a été retenu pour considérer que les différences sont significatives.

Les effets non-cancérigènes de l'électricité sont globalement similaires (entre 1.10⁻¹⁵ et 3.10⁻¹² cas.km⁻¹), toutes sources confondues et inférieures aux autres énergies. Les écarts entre les différentes sources ne sont pas suffisants pour les départager. L'électricité possède un impact significativement inférieur aux autres sources d'énergies qui, à l'exception de l'E85 de canne à sucre, possèdent des impacts globalement identiques (entre 3.10⁻¹² et 6.10⁻⁹ cas.km⁻¹). Les conclusions sont globalement identiques pour les effets cancérigènes, à l'exception du VE associé à l'électricité issue du gaz naturel, qui se situe à mi-chemin entre les impacts des autres sources d'électricité et de l'essence. Les agrocarburants et le diesel tendent à avoir un impact plus élevé que l'essence et le

diesel. L'utilisation de l'échelle logarithmique tend à masquer le fait que la phase véhicule est responsable d'une grande partie des impacts des énergies étudiées (en particulier le véhicule diesel).

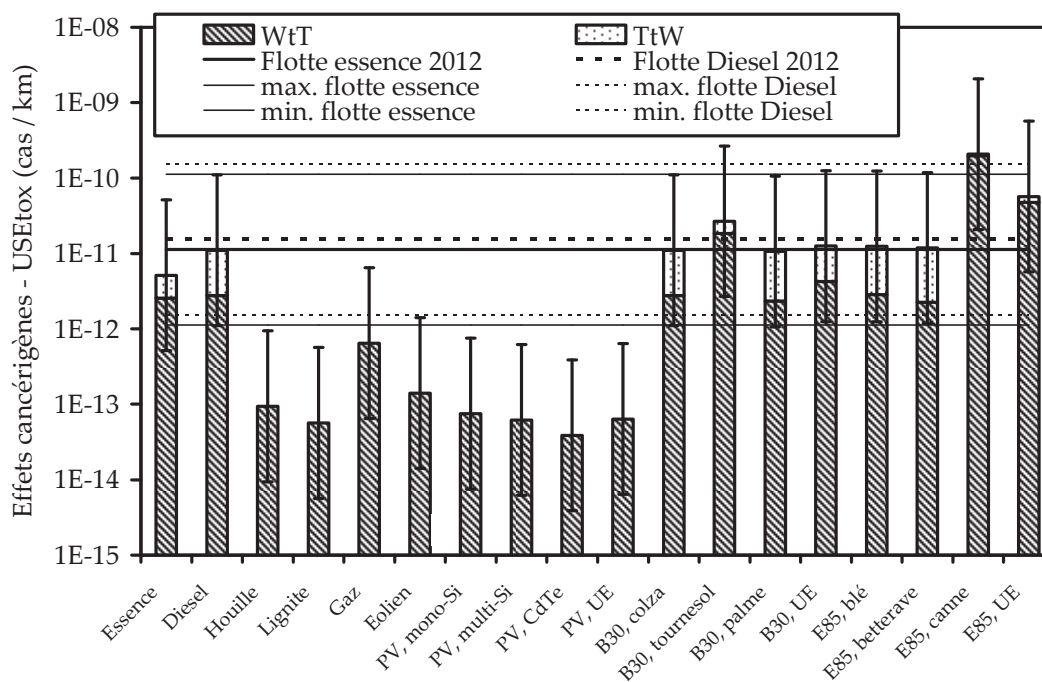


FIGURE 139 – bilan WtW des différentes alternatives, effets cancérogènes (USEtox)

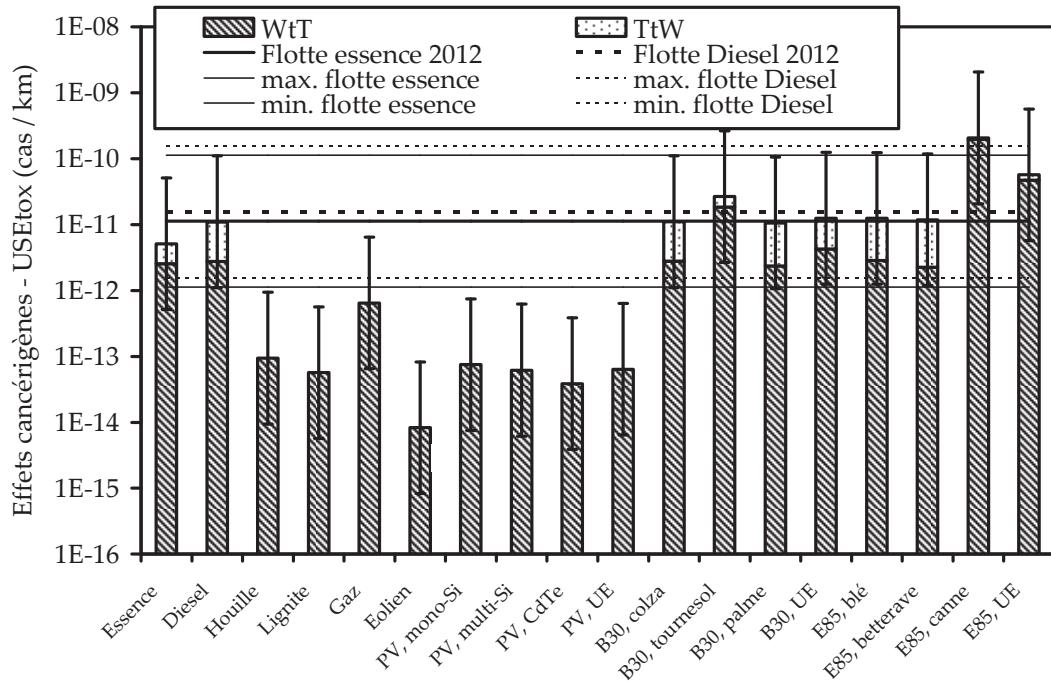


FIGURE 140 – bilan WtW des différentes alternatives, effets non cancérigènes (USEtox)

11 Bilan

11.1 Résultats bruts

Les différents carburants et sources d'électricité retenus ont été évalués à l'aide de douze indicateurs *midpoint*. L'électricité éolienne présente les résultats les plus faibles pour 9 des 12 impacts ce qui permet de dire que, compte-tenu des ACV réalisées, ce type d'énergie est le moins impactant d'un point de vue environnemental. Ceci d'un point de vue environnemental uniquement, les aspects sociaux (création d'emploi), techniques (fourniture d'électricité correspondant aux besoins des véhicules) ou économiques (coût par rapport aux autres alternatives) n'étant pas étudiés ici.

Il apparaît plus pertinent, plutôt que de chercher à classer chaque énergie pour chaque impact, de comparer les résultats à une référence donnée. Le tableau III permet de faire cela, en présentant les impacts des différents systèmes étudiés vis-à-vis de quatre références : la flotte moyenne essence en UE-27 en 2012 (VeF), la flotte moyenne diesel (VdF), le véhicule moyen essence vendu en 2012 en UE-27 (VeV) et le véhicule moyen diesel vendu en 2012 en UE-27 (VdV). Les données présentées sont issues des différents résultats présentés dans les paragraphes précédents. Les résultats étant accompagnés d'une marge d'erreur maximale et minimale, un code qualitatif (doublé d'un code couleur) a été adopté afin de faciliter la lecture du tableau. Ce code répond aux définitions suivantes :

- ++ (blanc) : le système étudié apporte *très certainement* un gain par rapport à la référence. Les résultats sont inférieurs et la marge d'erreur supérieure est plus faible que la marge d'erreur inférieure de la référence ;
- + (jaune pâle) : le système étudié apporte *probablement* un gain par rapport à la référence. Sa valeur moyenne se situe sous la marge d'erreur du système de référence mais son incertitude se confond partiellement avec la marge d'erreur de la référence ;
- +/- (orange pâle) : le système étudié présente *potentiellement* un gain par rapport à la référence. Toutefois, l'incertitude associée implique que les conclusions doivent être faites au cas par cas. Son score moyen est inférieur à la valeur moyenne de la référence mais contenu dans la marge d'erreur de cette dernière ;
- = (orange) : le système étudié, compte-tenu de ses résultats et de ses marges d'erreur ne peut pas être considéré comme significativement différent de la référence à laquelle il est comparé ;
- -/+ (orange foncé) : le système étudié possède *potentiellement* un impact plus élevé que la référence. Son score moyen est supérieur à la moyenne de la référence mais contenu dans la marge d'erreur de cette dernière ;
- - (vermillon) : le système est *probablement* plus impactant que la référence. Sa valeur moyenne se situe au dessus de la marge d'erreur du système de référence mais son incertitude se confond partiellement avec la marge d'erreur ;
- -- (rouge) : le système est *très certainement* plus impactant que la référence. Sa valeur moyenne et son incertitude se situe au dessus de la marge d'erreur de la référence.

Il est important de garder à l'esprit ici que les incertitudes et la variabilité prises en compte pour l'établissement de l'échelle qualitative ci-dessus résultent uniquement des calculs effectués aux chapitres 5 et 6 pour les impacts hors ceux calculés à l'aide de USEtox. En effet, en dehors des incertitudes et variabilités relevées durant l'inventaire, de nombreux paramètres sont susceptibles d'introduire de l'incertitude supplémentaire, en particulier ceux liés aux facteurs de caractérisation employés. *A contrario*, pour USEtox, les incertitudes sont liées aux facteurs de caractérisation et non aux données de l'inventaire. L'amélioration future de la prise en compte de l'incertitude, en particulier sur les facteurs de caractérisation, permettra à l'avenir d'améliorer la pertinence de l'interprétation des impacts. De plus, les incertitudes associées à la production des énergies ne tiennent pas compte des corrélations possibles de différents paramètres communs à différents systèmes. Toutefois, le fait que certaines valeurs de variabilité soient communes pour la phase du réservoir à la roue (lorsque deux énergies sont utilisées par le même véhicule) a été pris en compte.

En outre, il convient de considérer que, pour les systèmes étudiés, la variabilité est plus forte que l'incertitude (en dehors des agrocarburants). En effet, les marges d'erreurs sont principalement liées à la variabilité des émissions polluantes et des rendements des différentes étapes. Cela signifie qu'une meilleure connaissance de l'ICV n'est pas ou peu susceptible d'améliorer l'interprétation des impacts. En revanche, l'incertitude est élevée pour les agrocarburants, compte-tenu de la difficulté d'estimer les émissions atmosphériques des cultures ou les émissions dans le sol (engrais et pesticides) et une meilleure modélisation de ces émissions sera susceptible à l'avenir d'améliorer l'interprétation de leurs impacts.

Bilan par rapport au véhicule moyen essence de la flotte 2012 (VdF)													
Énergie	ADP _{re}	ADP _{en}	GWP	AP	FWEP	MWEP	POFP	POCP	PMFP	Écotoxicité	Effets cancérigènes	Effets non cancérigènes	
Essence	=	+/-	+/-	+/-	=	+/-	+	+	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Gazole	=	+/-	+/-	-/+	=	-/+	+/-	++	=	-/+	=	-/+	-/+
Électricité, houille	=	+	+/-	-/+	=	-/+	++	++	-	+	++	+	+
Électricité, lignite	=	+/-	=	-/+	=	-/+	++	++	-	++	++	++	++
Électricité, gaz nat.	=	++	++	++	=	++	+	++	+	++	+	++	++
Électricité, éolien	=	++	++	++	=	++	++	++	++	++	++	++	++
Électricité, PV UE	=	++	++	+/-	-/+	++	++	++	+	+	++	++	++
B30, UE	=	+/-	+/-	-	-	-	-/+	+	-	-	=	-/+	-/+
E85, UE	=	++	+	-	-	-	+/-	-	-/+	-	-	-/+	-/+

Bilan par rapport au véhicule moyen diesel de la flotte 2012 (VdF)													
Énergie	ADP _{re}	ADP _{en}	GWP	AP	FWEP	MWEP	POFP	POCP	PMFP	Écotoxicité	Effets cancérigènes	Effets non cancérigènes	
Essence	=	+/-	+/-	++	=	++	++	-/+	++	+	+/-	+	+
Gazole	=	+	+/-	+	=	+	+	+/-	++	+/-	+/-	+/-	+/-
Électricité, houille	=	+/-	+/-	-	=	-	+	++	++	++	++	++	++
Électricité, lignite	=	+/-	=	-/+	=	-/+	++	++	++	++	++	++	++
Électricité, gaz nat.	=	++	++	++	=	++	++	++	++	+	++	++	++
Électricité, éolien	=	++	++	++	=	++	++	++	++	++	++	++	++
Électricité, PV UE	=	++	++	++	-/+	++	++	++	++	+	++	++	++
B30, UE	=	+/-	+/-	-/+	-	-	+	-/+	++	-	=	=	=
E85, UE	=	++	+	-/+	-	-	+	-	++	-	-/+	-	-

Bilan par rapport au véhicule moyen essence vendu en 2012 (VdV)													
Énergie	ADP _{re}	ADP _{en}	GWP	AP	FWEP	MWEP	POFP	POCP	PMFP	Écotoxicité	Effets cancérigènes	Effets non cancérigènes	
Gazole	=	+/-	=	-/+	=	-	-/+	+	+/-	-/+	-/+	-/+	-/+
Électricité, houille	=	+/-	+/-	-	=	-	-	+	-	-/+	+	+	+
Électricité, lignite	=	=	-/+	-	=	-	-	+	-	++	+	+	+
Électricité, gaz nat.	=	+	+	+/-	=	+/-	=	++	+/-	+/-	+	+	+
Électricité, éolien	=	++	++	++	=	++	++	++	++	+	++	++	++
Électricité, PV UE	=	++	++	++	-/+	++	++	++	+/-	+	+	++	++
B30, UE	=	+/-	+/-	-	-	-	-/+	-	-	-	-/+	-	-
E85, UE	=	+	+	-	-	-	-/+	-	-	-	-/+	-	-

Bilan par rapport au véhicule moyen diesel vendu en 2012 (VdV)													
Énergie	ADP _{re}	ADP _{en}	GWP	AP	FWEP	MWEP	POFP	POCP	PMFP	Écotoxicité	Effets cancérigènes	Effets non cancérigènes	
Essence	=	+/-	=	+	=	+	+	-	+	+/-	+/-	+	+
Électricité, houille	=	+/-	+/-	-/+	=	-/+	-/+	+/-	-/+	++	++	++	++
Électricité, lignite	=	=	-/+	-/+	=	-/+	++	++	-/+	++	++	++	++
Électricité, gaz nat.	=	+	+	++	=	++	+	++	+	+	+	++	++
Électricité, éolien	=	++	++	++	=	++	++	++	++	++	++	++	++
Électricité, PV UE	=	++	++	++	-/+	++	++	++	+	+	++	++	++
B30, UE	=	+	+/-	-/+	-	-	-/+	-	-	-	=	=	=
E85, UE	=	+	+	-/+	-	-	=	-	-/+	-	-	-	-

TABLEAU 111 – bilan WtW des énergies par rapport à la flotte de référence et aux véhicules essence et diesel vendus en 2012

L'essence utilisée par le VeV en 2012 apporte des gains significatifs (POFP et POCP) à modérés (ADP, GWP, AP, MWEF, PMFP, écotoxicité, effets cancérigènes et non cancérigènes) par rapport à la flotte essence actuelle. Pour les gains modérés, les effets ne sont significatifs que si le véhicule consomme moins de carburant que le véhicule remplacé. Par rapport au VdF, le véhicule essence n'apporte pas de gain significatif en termes d'effets sanitaires. Il peut diminuer l'ADP, le GWP et l'écotoxicité si le véhicule vendu ne fait pas partie des véhicules les plus énergivores. En outre, il permet probablement de diminuer l'eutrophisation marine (MWEF) et très certainement de diminuer l'impact particulaire (PMFP) et l'acidification (AP). La question de l'ozone photochimique ne peut pas être tranchée car les indicateurs ReCiPe 2008 (POFP) et CML 2001 (POCP) sont discordants. Entre VeV et VdV, l'essence affiche un bilan identique ou meilleur que le diesel sur l'ensemble des impacts, à l'exception de l'ozone photochimique (POCP). Bien que le diesel ait en théorie des émissions de CO₂ inférieures à l'essence pour la même puissance, l'utilisation de moteurs turbocompressés et l'hybridation des motorisations essence (faiblement développée actuellement sur les moteurs Diesel) permettent d'obtenir un impact GWP relativement identique au diesel (indépendamment du coût du véhicule qui n'est pas abordé ici).

Le gazole utilisé par le VdV apporte des gains nuls à significatifs par rapport au VdF. En particulier, il permet des gains sur la pollution particulaire et probablement sur l'acidification et l'ozone photochimique. Il est possible que les effets non cancérigènes soit légèrement plus forts car la norme Euro 5 autorise des émissions de COV plus élevées que les normes précédentes (les COV tolérés correspondent au seuil HC+NO_x moins le seuil autorisé pour les NO_x et la diminution de ce dernier augmente légèrement la quantité de COV tolérée). Par rapport au véhicule essence de la flotte 2012, le véhicule diesel permet de diminuer fortement l'ozone photochimique (POCP) tout en présentant un bilan mitigé sur les autres impacts : gains possibles pour la consommation d'énergie fossile, le GWP, l'ozone photochimique (POFP), les effets cancérigènes et non-cancérigènes et augmentation possible pour l'acidification (AP), l'eutrophisation marine (MWEF) et l'écotoxicité. En 2012, le VdV est toutefois globalement légèrement plus impactant que le VeV, sans que cela puisse être affirmé avec certitude. Ainsi, les bilans en termes de consommation d'énergie, d'émissions de CO₂, d'eutrophisation limnique et d'effets cancérigènes sont identiques. Le diesel peut apporter un gain en termes d'ozone photochimique (POCP), au prix d'un impact potentiel plus fort sur l'acidification, l'eutrophisation marine, l'ozone photochimique (POFP), la pollution particulaire, l'écotoxicité et les effets non cancérigènes.

L'électricité produite à partir de la houille possède généralement une mauvaise réputation. Cet *a priori* doit en réalité être nuancé car, globalement, par rapport au VdF, le bilan est soit similaire, soit positif. Néanmoins, par rapport au VeF, le bilan est plus contrasté. De fait le VE permet des gains en termes de santé et d'écotoxicité ainsi que pour l'ozone photochimique (POCP). Par ailleurs il peut, dans une moindre mesure, présenter des consommations d'énergie fossile et des émissions de GES plus faibles. En revanche, ces gains s'accompagnent d'une potentielle augmentation de l'acidification, de l'eutrophisation marine et de la pollution particulaire. Néanmoins,

aucun impact n'est augmenté de manière significative ou certaine. Ces constats sont identiques en comparant le VE au VdV. Vis-à-vis du VeV, le VE permet ici de diminuer les impacts sanitaires, écotoxiques et liés à l'ozone photochimique (POCP). Ces gains s'accompagnent cependant d'une augmentation probable de l'acidification (AP), de l'eutrophisation marine (MWEF) et de la pollution particulaire (PMFP).

Les conclusions de l'électricité issue du lignite sont identique à l'électricité issue de la houille lorsqu'on le compare au VdF, si ce n'est que les gains sont plus faibles voire nuls. De même, en comparaison du VeF, les conclusions sont proches de la houille, hormis l'impact sur la pollution particulaire qui est ici plus probable. Comparativement aux VdV et VeV, le VE associé au lignite, comme la houille, permet des gains en termes de santé et écotoxicité significatifs. Par rapport au VdV, il peut présenter des gains en termes de POCP mais peut avoir un impact négatif pour les émissions de GES (GWP), l'acidification (AP), l'eutrophisation marine (MWEF), l'ozone photochimique (POFP) et la pollution particulaire (PMFP). Vis-à-vis du VeV, cette augmentation est très probable et significative pour l'acidification, l'eutrophisation marine, et la pollution particulaire. Il n'est pas possible de conclure sur la formation d'ozone photochimique car les indicateurs ReCiPe 2008 (POFP) et CML 2001 (POCP) sont trop divergents.

De manière générale, l'électricité issue du gaz naturel possède un bilan positif par rapport aux véhicules thermiques utilisant des carburants fossiles. Vis-à-vis du VdF, l'ensemble des gains (hors ADP ressources) est avéré, sauf pour les effets cancérigènes où une évaluation au cas par cas doit confirmer cette tendance. Comparativement au VeF, le VE présente des gains avérés ou probables, sauf pour les effets cancérigènes et l'eutrophisation marine où ils sont probablement limités. De même, par rapport au VdV, les gains sont importants, sauf pour les effets cancérigènes. Face au VeV, le VE présente aussi un bilan positif mais les résultats sont à nuancer pour l'acidification, l'eutrophisation marine, l'ozone photochimique (POCP), la pollution particulaire et les effets cancérigènes.

L'électricité éolienne présente un bilan avéré meilleur sur tous les impacts.

Le bilan de l'électricité photovoltaïque est aussi favorable, seuls les gains sur l'acidification n'étant pas avérés et les effets cancérigènes présentant un bilan potentiellement faiblement meilleur. Toutefois, les impacts sur la consommation des ressources sont élevés (en particulier pour le CdTe), vis-à-vis des autres filières énergétiques qui n'ont quasiment pas d'impact.

Globalement, l'utilisation de B30 présente un bilan défavorable. Ainsi, les gains en termes de consommation d'énergie fossile et d'émissions de CO₂ sont probablement faibles. Le bilan devient même négatif pour les émissions de CO₂ si l'on considère un potentiel changement d'affectation des sols. En dehors des gains sur le PMFP et le POFP par rapport au VdF, liés par ailleurs au fait que les véhicules Diesel récents émettent moins de particules et de NO_x, l'utilisation du B30 présente des impacts similaires à très négatifs, selon le système auquel on le compare. Par rapport au VdV, il peut présenter un bilan défavorable en termes d'acidification (AP), d'eutrophisation

marine (MWEP), d'ozone photochimique (POFP et POCP) et clairement un impact écotoxique (milieu aquatique) très défavorable. Les impacts sont probablement négatifs pour la pollution particulaire et certainement mauvais pour l'eutrophisation limnique. La comparaison est encore plus défavorable comparativement au VeV, les impacts étant clairement négatifs pour l'acidification et l'eutrophisation limnique, tout en étant très probables pour l'eutrophisation marine et la pollution particulaire. En termes d'effets sur la santé, le B30 peut aussi être défavorable mais les incertitudes sont plus élevées. L'utilisation de B30 de palme peut permettre de diminuer les effets négatifs sur l'acidification et l'eutrophisation, sans pour autant inverser la tendance. Par ailleurs, le B30 de palme est le plus susceptible de générer un changement d'affectation des sols. Ces résultats concordent avec les conclusions de BIO IS [60] mais sont en désaccord avec celles formulées par HALLEUX et al. [62] qui conclue à une diminution des impacts locaux par l'utilisation de biodiesel, du fait des gains d'émissions à l'échappement (non considérés ici).

De manière similaire au B30, le bilan de l'E85 est globalement défavorable en dehors de la consommation d'énergie fossile et des émissions de GES. Celles-ci sont en effet significativement inférieures aux véhicules utilisant des carburants conventionnels, à condition qu'il n'y ait pas de changement d'affectation des sols associé à la phase agricole. Par rapport au VdV, l'E85 peut avoir un bilan défavorable en termes d'acidification (AP), d'eutrophisation marine (MWEP), de pollution particulaire (PMFP) et d'effets sur la santé. Les effets sur l'ozone photochimique sont délicats à évaluer car les indicateurs ReCiPe 2008 et CML 2001 ne convergent pas. L'impact est très certainement négatif pour l'eutrophisation limnique et l'écotoxicité aquatique (à moins que les quantités de pesticides émises soient très fortement surestimées). Vis-à-vis de l'essence, que l'E85 peut remplacer directement, les effets sont probablement négatifs pour l'acidification, l'eutrophisation marine, la formation d'ozone et la pollution particulaire. Ils sont très défavorables pour l'eutrophisation limnique. Ces résultats sont en accord avec les conclusions de LUO et al. [85], de HALLEUX et al. [62] et de BIO IS [60] qui soulignent les gains de consommation d'énergie aux dépens des impacts locaux.

11.2 Normalisation

La normalisation permet de déterminer, de manière approximative, la part des impacts des systèmes étudiés par rapport aux impacts estimés des habitants européens. La normalisation (Cf. chapitre 3) n'a pas pour objectif d'estimer la gravité des dommages associés aux impacts. Elle permet toutefois de mettre en évidence à quels impacts les systèmes étudiés contribuent le plus à l'échelle des activités anthropiques moyennes européennes. Les résultats présentés dans le tableau 112 ici considèrent un roulage annuel de 15 000 km et correspondent à la part des impacts par rapport à l'impact annuel d'un européen (Cf. §1).

Énergie (hab-éq.km ⁻¹)	ADP _{re.}	ADP _{en.}	GWP	AP	FWEP	MWEP	POFP	POCP	PMFP
Flotte essence 2012	<1%	26%	12%	3%	<1%	8%	5%	6%	8%
Flotte diesel 2012	<1%	25%	12%	5%	<1%	14%	8%	2%	66%
Essence	<1%	22%	10%	2%	<1%	5%	2%	2%	5%
Gazole	<1%	23%	11%	3%	<1%	8%	5%	2%	8%
Électricité, houille	<1%	18%	8%	4%	<1%	9%	5%	1%	13%
Électricité, lignite	<1%	23%	12%	5%	<1%	12%	7%	1%	16%
Électricité, gaz nat.	<1%	11%	5%	1%	<1%	3%	2%	<1%	3%
Électricité, éolien	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%
Électricité, PV UE	4%	1%	<1%	1%	<1%	1%	<1%	<1%	3%
B30, Ue	<1%	18%	9%	6%	2%	21%	5%	2%	12%
E85, Ue	<1%	11%	6%	7%	4%	25%	4%	3%	14%

TABLEAU 112 – impacts WtW normalisés

On constate ainsi que l'essence et le gazole contribuent plus particulièrement à la consommation des énergies fossiles, au réchauffement climatique, à l'eutrophisation marine et à la pollution particulaire, du fait de leurs combustions et des émissions de NO_x. L'électricité issue de la houille est significative vis-à-vis des impacts suivants : ADP_{énergies}, GWP, MWEP, POFP et MPFP, aussi à cause de sa combustion et des émissions de NO_x. Le lignite contribue aussi à ces impacts plus à l'acidification (AP), à cause des émissions de NO_x et de SO₂. Le gaz naturel contribue principalement à la consommation des énergies fossiles et au réchauffement climatique. La contribution de l'éolien et du PV est nulle, à l'exception de la consommation de ressources pour le PV, qui reste basse malgré tout (8%). Les agrocarburants contribuent à tous les impacts à l'exception du POCP et, paradoxalement, de l'eutrophisation limnique. Ils ont une contribution très forte pour l'eutrophisation marine, (25%) pour l'E85.

12 Conclusion

Les résultats obtenus tendent à montrer qu'il n'est pas aisé de déterminer la supériorité d'une énergie par rapport à une autre. Néanmoins, certaines tendances se dégagent. Ainsi, les gains de la mobilité électrique associée aux énergies renouvelables étudiées (éolien et PV) semble nettement avérés, même si ces bilans devraient être confirmés en considérant l'impact du véhicule en plus. De même, l'électricité associée au gaz naturel semble présenter des gains environnementaux intéressants. Il est probable, bien qu'elle n'ait pas été étudiée, compte-tenu des indicateurs retenus (pas d'indicateur de pollution radioactive), que l'électricité nucléaire présente aussi des gains environnementaux. L'électricité issue du charbon et du lignite ne permet pas ou peu de diminuer certains impacts, comme le réchauffement climatique, tout en accentuant certains impacts comme l'acidification ou la pollution particulaire. En revanche, elle diminue l'impact sanitaire par rapport aux solutions utilisant le moteur à combustion interne. Les agrocarburants permettent des gains en termes de consommation d'énergie fossile et d'émissions de GES (s'ils ne provoquent pas de changement négatif d'affectation des sols) mais au prix d'un accroissement significatif des impacts environnementaux locaux. Enfin, entre ces différentes solutions, les véhicules thermiques performants permettent de diminuer les émissions de GES de la flotte actuelle (grâce à leur consommation inférieure) et certains impacts locaux (via les

normes de dépollution plus strictes), sans offrir la possibilité de réduire drastiquement les impacts. En conclusion, il apparaît important de souligner à nouveau que seuls les impacts environnementaux ont été abordés ici. Le parc de véhicules ne pourra jamais être entièrement remplacé par des VE pour des raisons d'autonomie. De même, si l'utilisation d'électricité renouvelable permet de fortement réduire l'empreinte environnementale, son utilisation massive pose différents défis techniques (en particulier liés à l'intermittence des sources renouvelables) qui doivent être résolus, sous peine de devoir recourir à de l'électricité fossile. Enfin, si les agrocarburants possèdent un impact environnemental local négatif, ils permettent probablement de créer plus d'emplois que les carburants fossiles, de maintenir une activité agricole et de réduire la dépendance aux pays exportateurs.

Chapitre 10 Discussion méthodologique

C E chapitre est le dernier du manuscrit. Il s'articule en deux parties. La première revient sur les développements méthodologiques proposés dans le chapitre 8 et visant à améliorer la prise en compte des impacts locaux dans les ACV. Les trois impacts suivants sont ainsi abordés : les effets sanitaires (prise en compte de la distinction rural / urbain avec USEtox), la formation d'ozone photochimique (Méthode ReCiPe 2008- POFP contre CML 2001 – POCP) et la pollution particulaire (distinction entre sources polluantes hautes et basses et entre rurales et urbaines).

La seconde partie est consacrée à la discussion des résultats obtenus.

1 Introduction

Ce chapitre est divisé en deux parties : la première s'intéresse aux développements méthodologiques présentés dans le chapitre 8 et de quelle manière ils sont susceptibles d'influer sur les résultats tels qu'obtenus dans le chapitre 9. Elle se décline en trois sections, chacune dédiée à un impact local : santé (USEtox), formation d'ozone photochimique et pollution particulaire. La seconde partie discute de manière générale des résultats des ACV, vis-à-vis des résultats obtenus sur les impacts locaux et de la méthodologie générale.

Les énergies étudiées sont similaires à celles retenues dans le chapitre 9 et sont récapitulées ici (pour 1 km parcouru en 2012 en UE-27).

- véhicule à allumage commandé : essence pure, E85 de blé, E85 de betterave, E85 de canne à sucre et E85 moyen utilisé en UE (48% de blé, 29% de betterave, 23% de canne à sucre) ;
- véhicule à allumage par compression : diesel pur, B30 de colza, B30 de tournesol, B30 de palme et B30 moyen utilisé en UE (71% de colza, 7% de tournesol, 22% de palme) ;
- véhicule électrique (VE) : électricité issue de la houille, du lignite, du gaz naturel, photovoltaïque (PV) monocristallin (mono-Si), PV multicristallin (multi-Si), PV tellures de cadmium (CdTe), PV moyen installé en UE (46% multi-Si, 40% mono-Si, 14% CdTe), éolien.

2 Effets sanitaires (USEtox)

2.1 Principes

USEtox (présenté dans le chapitre 7) permet de disposer de facteurs de caractérisation différenciés selon que la source d'émission est urbaine ou rurale. Le chapitre 8 a exposé de quelle manière il est possible, grâce à un système d'information géographique (SIG), de localiser les principales sources d'émissions durant l'inventaire de cycle de vie (ICV) des différentes énergies étudiées. En outre, il a aussi été montré que la différenciation n'est significative que pour les effets sanitaires liés aux organiques, les résultats pour l'écotoxicité aquatique et les effets toxiques des inorganiques (par ailleurs non retenus car insuffisamment robustes) étant faiblement influencés.

Cette différenciation a permis de montrer que les résultats sont ainsi susceptibles de varier fortement lorsqu'on la prend en compte. Ces variations ont été décrites dans le chapitre 8 et l'on s'intéresse ici à l'effet de la prise en compte de la différence entre sources urbaines et rurales sur les résultats du puits à la roue (WtW).

2.2 Résultats

Les figures 141 et 142 présentent les effets sanitaires calculés à l'aide de USEtox, respectivement pour les effets cancérigènes et non cancérigènes. Les résultats sont présentés à l'aide d'une échelle logarithmique afin de faciliter leur lecture. Pour chaque couple énergie + véhicule, trois résultats sont présentés : les résultats bruts sans distinction (Cf. chapitre 9), les résultats avec distinction + véhicule en milieu urbain et les résultats avec distinction + véhicule en milieu rural. Comme décrit dans le chapitre 8, les impacts augmentent avec la différenciation urbain / rural sur la phase de production du carburant. Ils augmentent plus ou moins fortement, selon la part des émissions des systèmes considérés comme rurales et la différence entre les facteurs de caractérisation urbains et ruraux. Ainsi, les résultats pour les agrocarburants changent peu, tandis que ceux de l'électricité, en particulier les effets cancérigènes liés au gaz naturel, sont multipliés par dix. De manière évidente, le fait que le véhicule retenu soit rural ou urbain ne change rien pour le véhicule électrique (VE) puisque celui-ci n'a pas d'impact durant sa phase d'utilisation.

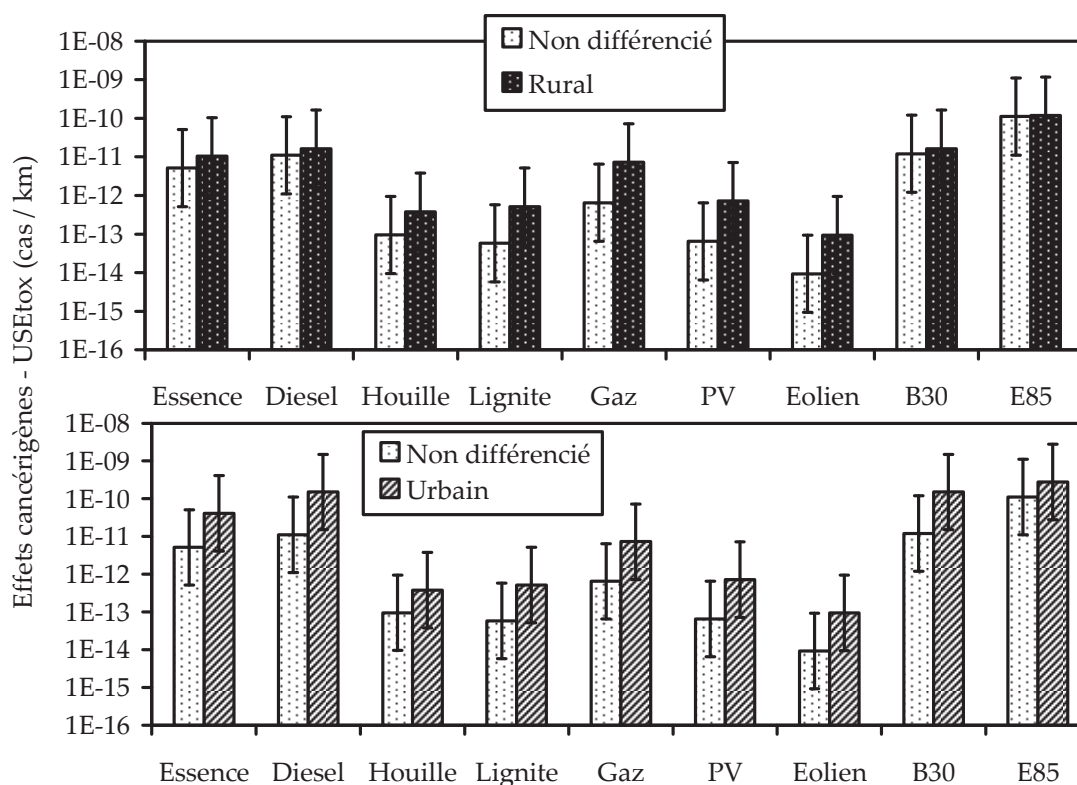


FIGURE 141 – effets cancérigènes WtW, USEtox, avec prise en compte urbain / rural

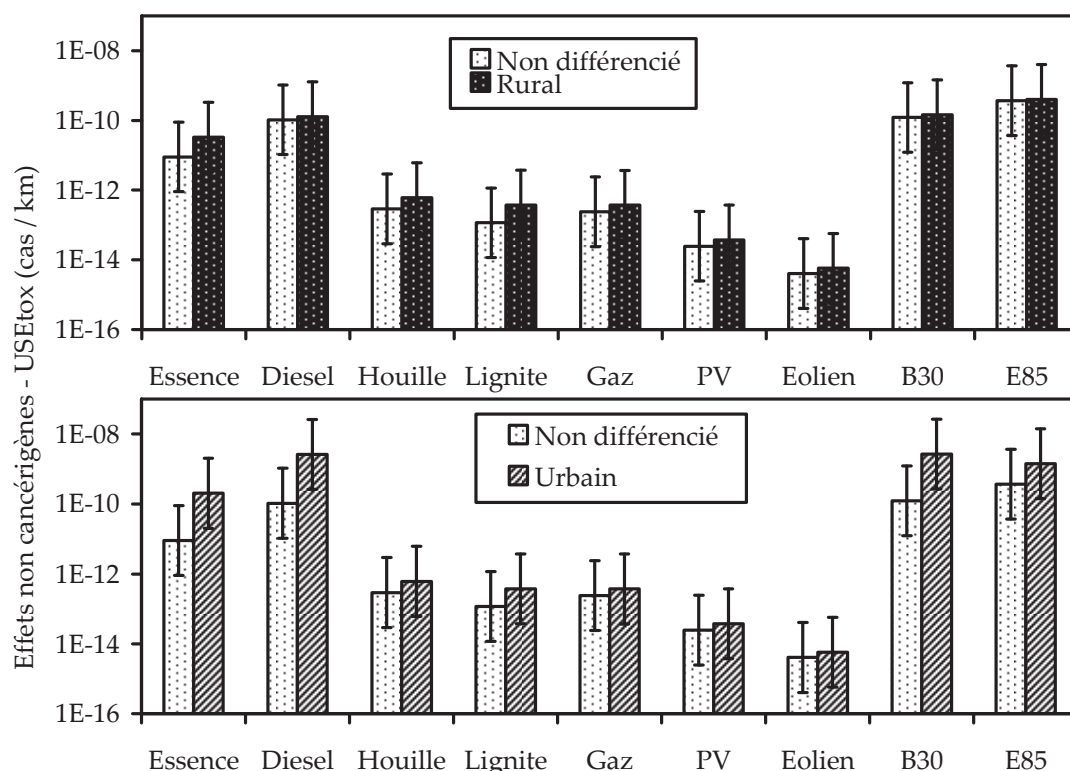


FIGURE 142 – effets non cancérogènes WtW, USEtox, avec prise en compte urbain / rural

Le tableau 113 récapitule les résultats de la même manière que dans le chapitre 9. Les impacts cancérogènes et non cancérogènes des différentes alternatives sont comparés à ceux du véhicule essence. La colonne « brute » reprend les résultats sans prise en compte de la distinction urbaine et donc tels qu'ils ont été présentés dans le chapitre 9. La colonne « véhicule rural » présente les comparaisons des différentes énergies, avec un véhicule rural, par rapport au véhicule essence rural. La colonne « véhicule urbain » compare les différentes énergies, mais avec un véhicule urbain par rapport au véhicule essence rural. Entre les résultats du chapitre 9 et le véhicule rural, les conclusions changent peu. Seul changement, bien qu'en moyenne la filière électrique soit moins impactante que le véhicule essence, les impacts cancérogènes liés au gaz deviennent similaires à l'essence tandis que les impacts non cancérogènes du VE augmentent, tout en restant probablement inférieurs au véhicule essence. En revanche, les conclusions pour le véhicule urbain changent. Ainsi, les effets positifs du VE sont renforcés, en particulier pour les effets non cancérogènes qui sont tous largement inférieurs au véhicule essence. Le véhicule essence utilisé en zone urbaine peut être plus impactant que le véhicule rural, ce qui paraît évident. En outre, les conclusions vis-à-vis du véhicule diesel sont renforcées puisque, utilisé en urbain, le diesel et le B30 sont très probablement plus impactants que les autres technologies.

Comparaison Énergie	Comparaison par rapport au véhicule essence 2012 (rural)				Véhicule urbain	
	Brute (Chapitre 9)		Véhicule rural		Cancer	NC
	Cancer	NC	Cancer	NC	Cancer	NC
Essence					-/+	-/+
Diesel	-/+	-	=	-/+	-	-
Électricité, houille	+	+	+	+	+	++
Électricité, lignite	++	+	+	+	+	++
Électricité, gaz nat.	+	+	=	+	+/-	++
Électricité, éolien	++	++	++	++	++	++
Électricité, PV UE	+	++	+	++	+	++
B30, UE	-/+	-	=	-/+	-	-
E85, UE	-/+	-	-	-/+	-	-/+

TABLEAU 113 – résultats WtW USEtox avec prise en compte de la différence urbain / rural

3 Ozone photochimique

Deux indicateurs ont été retenus pour calculer la formation d’ozone photochimique : ReCiPe 2008 *Photochemical ozone formation potential* (POFP) et CML 2001 *Photochemical ozone creation potential* (POCP). Ces indicateurs ont été retenus car ils ne convergent pas systématiquement. Le tableau 114 récapitule les résultats WtW obtenus pour ces deux indicateurs tels que présentés dans le chapitre 9. Cela permet de constater qu’ils convergent pour l’électricité issue du gaz naturel, éolienne et photovoltaïque ainsi que l’E85. Les différences de résultats pour le diesel, l’électricité issue du charbon et le B30 impliquent qu’il faut considérer, faute de meilleur indicateur, que ces systèmes sont similaires.

Énergie	POFP-8 h	POCP	Ozone – conclusion
Diesel	-/+	+/-	=
Électricité, houille	-	+	=
Électricité, lignite	-	+	=
Électricité, gaz nat.	=	++	+
Électricité, éolien	++	++	++
Électricité, PV UE	++	++	++
B30, UE	-/+	=	=
E85, UE	-/+	-/+	-/+

TABLEAU 114 – résultats WtW pour la formation d’ozone photochimique

4 Pollution particulaire

La pollution particulaire est mesurée à l’aide de l’indicateur ReCiPe 2008 *Particulate matter formation potential* (PMFP). Les résultats obtenus avec cet impact ont été exposés dans le chapitre 9. Plusieurs pistes ont été explorées pour améliorer la prise en compte de ce type de pollution dans les ACV (Cf. chapitre 8). La première consiste à utiliser les facteurs proposés par VAN ZELM et al. [172], qui considère deux catégories d’émissions : hautes et basses. La seconde, emploie les facteurs issus de HUMBERT et al. [248] et différencie les sources hautes et basses ainsi qu’en milieu urbain et rural.

4.1 Distinction haute / basse (VAN ZELM et al.)

Cette distinction permet de prendre en compte, en conservant l'indicateur ReCiPe 2008, la différence entre source haute et source basse. Le véhicule est évidemment une source d'émission basse et la distinction durant la phase de production du carburant a été décrite dans le chapitre 8. La figure 143 présente les résultats WtW de l'impact PMFP, selon que la distinction entre sources hautes et basses est appliquée ou non. Les résultats sont globalement inchangés, du fait que la distinction s'applique principalement aux particules alors que les systèmes étudiés émettent majoritairement des NO_x. Par conséquent, on n'observe pas de différence significative, sauf pour l'électricité issue de la houille et du lignite. L'électricité issue de ce dernier reste le système le plus impactant tandis que la houille tend à se rapprocher des agrocarburants (B30 et E85). Toutefois, de manière générale, les conclusions restent inchangées par rapport aux résultats obtenus dans le chapitre 9.

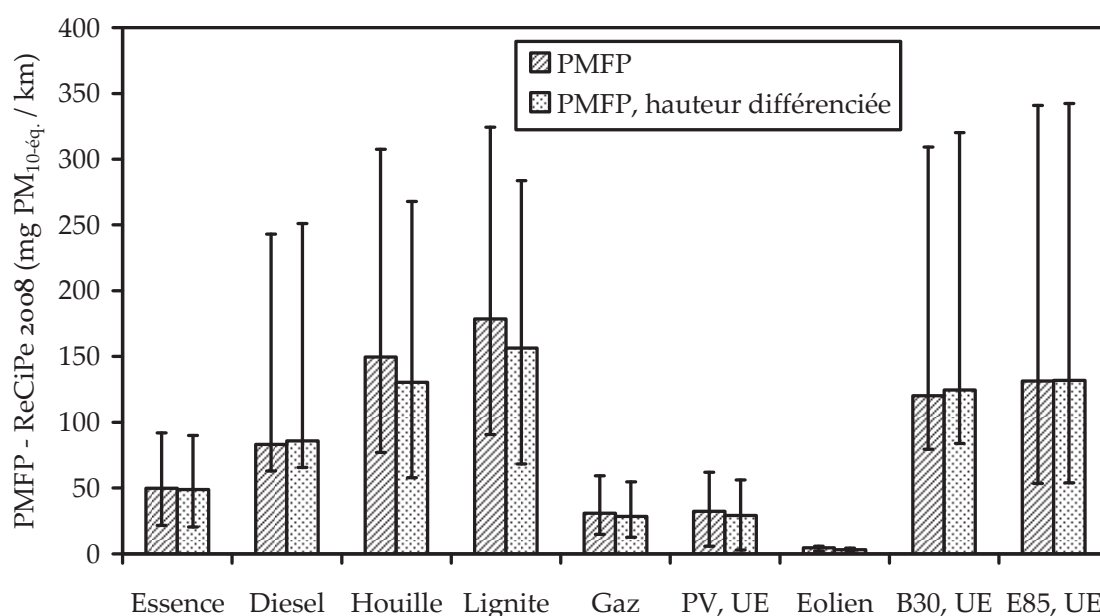


FIGURE 143 – Pollution particulaire (PMFP), avec et sans prise en compte de la différence de hauteur d'émission

4.2 Distinction haute / basse et urbaine / rurale (HUMBERT et al.)

La distinction entre source haute et source basse, telle que décrite dans le paragraphe précédent, est reprise ici mais appliquée uniquement aux particules. En outre, une distinction entre sources d'émissions rurales et sources d'émissions urbaines est appliquée, comme dans le cas des effets sanitaires (Cf. §2). Les marges d'erreurs sont liées aux incertitudes sur la production du carburant, sur la consommation et sur les émissions des véhicules (pour les véhicules thermiques). Elles sont identiques entre urbain et rural, sauf pour les émissions du véhicule thermique. En effet, on a considéré un roulage urbain pour le véhicule urbain et un roulage routier pour le véhicule rural

(Cf. chapitre 6). La figure 144 présente les différents résultats obtenus. Hors véhicule urbain, les résultats sont proches de ceux obtenus avec l'indicateur PMFP de la méthode ReCiPe 2008. À l'exception du photovoltaïque, le classement entre les différentes énergies est identique. La houille et le lignite sont par ailleurs plus impactants qu'avec l'indicateur ReCiPe 2008, ce qui est lié à une pondération plus forte du SO₂ et des particules par rapport aux NO_x dans la méthode d'HUMBERT et al. Par conséquent, le PV, dont les impacts sont partiellement liés à la combustion du charbon utilisé pour fournir l'énergie nécessaire à la production des panneaux en Chine, possède ici un impact sensiblement proche du diesel. La différenciation entre urbain et rural n'a pas d'effet sur les différentes sources d'électricité car le VE n'émet pas de polluant durant sa phase d'usage. Elle est toutefois significative pour les véhicules thermiques, et en particulier le véhicule Diesel. En effet, l'impact du diesel est multiplié par deux lorsqu'il est utilisé en zone urbaine. Par ailleurs, son impact devient largement supérieur à celui de l'essence utilisée en zone urbaine, pour laquelle les impacts n'augmentent pas. Les impacts du diesel urbain deviennent similaires à ceux de l'éthanol (urbain ou rural) mais restent en deçà de ceux liés à l'électricité issue de la houille ou du lignite.

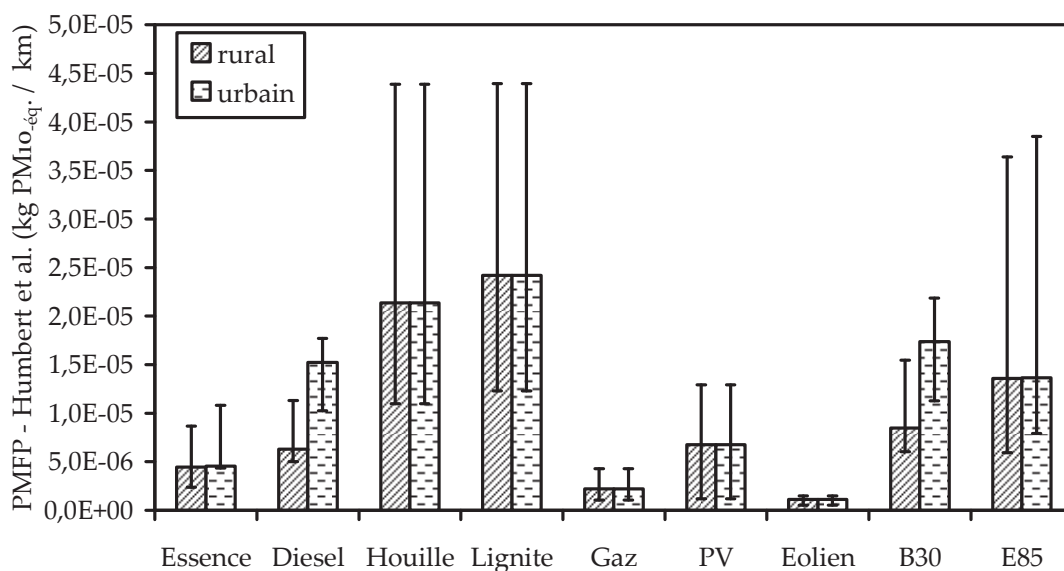


FIGURE 144 – pollution particulaire, différenciation entre véhicule urbain et véhicule rural

4.3 Bilan – pollution particulaire

Il est possible de reprendre le tableau de résultats du chapitre 9, auquel on ajoute les résultats sur la pollution particulaire obtenus dans les paragraphes ci-dessus. Le tableau 115 présente ces résultats. Indépendamment de l'indicateur retenu, on peut ainsi constater que l'électricité éolienne est systématiquement plus vertueuse que l'essence, de même que, dans une moindre mesure, celle issue du gaz naturel. Il est possible de considérer que l'électricité issue de la houille et du lignite ainsi que les agrocarburants (B30 et E85) sont systématiquement plus impactants, en particulier avec l'indicateur issu d'HUMBERT et al. Le diesel peut être plus impactant, sans que

cela puisse être affirmé avec certitude. Toutefois, avec l'indicateur d'HUMBERT et al., il apparaît que l'utilisation du diesel en milieu urbain est très certainement plus impactante que l'essence. Le bilan du photovoltaïque est mitigé, du fait que les indicateurs ne concordent pas.

Comparaison Énergie	Comparaison par rapport au véhicule essence 2012 rural			
	ReCiPe 2008	VAN ZELM et al.	HUMBERT et al. Rural	Urbain
Essence				=
Gazole	-/+	-/+	-/+	--
Électricité, houille	-	-	--	--
Électricité, lignite	-	-	--	--
Électricité, gaz nat.	+/-	+/-	+	+
Électricité, éolien	++	++	++	++
Électricité, PV UE	+/-	+/-	-/+	-/+
B30, UE	-	-	--	--
E85, UE	-	-	-	-

TABLEAU 115 – pollution particulaire, WtW, différenciation entre sources hautes et basses et rurales et urbaines

5 Discussion

5.1 Bilans environnementaux

Au vu des résultats présentés ci-dessous, les conclusions vis-à-vis du diesel sont relativement renforcées. Ainsi, tout en présentant des impacts globaux relativement proches (les gains permis par le diesel sont faibles), les impacts régionaux et locaux sont globalement supérieurs à l'essence. La formation d'ozone photochimique peut être considérée comme similaire, compte-tenu des résultats des indicateurs POCP et POPP. En contrepartie, l'acidification et l'eutrophisation marine peuvent être supérieures. La distinction entre sources rurales et sources urbaines apporte un supplément d'information. Ainsi, sans appliquer de distinction, les impacts du diesel peuvent être supérieurs à l'essence pour la pollution particulaire et les effets sur la santé, sans que cette supériorité puisse être affirmée avec certitude. Ces conclusions sont aussi valables pour le diesel en milieu rural. Toutefois, en ville, les résultats des sections précédentes tendent à montrer que le diesel est fortement plus impactant que l'essence, en particulier pour la pollution particulaire (--). Les émissions de NO_x du diesel sont la cause principale de ces différents impacts. Toutefois, l'impact du diesel a considérablement baissé depuis l'adoption de la norme Euro 5 (diminution drastique des particules autorisées) et la norme Euro 6, applicable à partir de 2014, devrait permettre de diminuer fortement l'impact du diesel (diminution des niveaux de NO_x tolérés).

Les agrocultures peuvent présenter un bilan favorable d'émissions de GES et de consommation d'énergie fossile, s'ils sont réalisés dans des conditions sans changement d'affectation des sols. Toutefois, ces gains s'accompagnent d'impacts

locaux non négligeables, auxquels s'ajoutent, pour le B30, les inconvénients liés aux échappements du diesel. Néanmoins, le VE n'atteindra jamais une substitution complète des véhicules thermiques et sa part dans les ventes ne devrait atteindre que 10% des ventes de véhicules de Renault en 2020 (annonce officielle). Il apparaît donc important de poursuivre les recherches sur les carburants de seconde génération pour diminuer l'impact des carburants pour les véhicules thermiques, les normes Euro 6 et futures se chargeant dans l'avenir de diminuer l'impact des véhicules.

L'électricité issue du charbon (houille et lignite) possède des avantages et des inconvénients. Elle présente un bilan mitigé sur les émissions de GES, tout en augmentant probablement l'acidification. Son principal inconvénient est lié à la pollution particulaire, supérieure à l'essence quel que soit l'indicateur employé, tandis qu'elle permet de diminuer fortement les effets sanitaires liés aux NMCOV des échappements automobiles. Ce type d'énergie pourra, dans un futur proche, être associé à la capture du CO₂. Cela permettra de faire chuter les émissions de GES, tout en diminuant fortement l'acidification et la pollution particulaire. Au prix d'une consommation d'énergie fossile supérieure, la capture du CO₂ peut s'avérer une alternative intéressante (si le surcoût économique engendré n'est pas rédhibitoire).

L'électricité au gaz naturel ainsi que l'électricité renouvelable (éolien et, dans une moindre mesure, PV), est globalement vertueuse vis-à-vis des autres alternatives, que ce soit sur les impacts locaux, régionaux ou globaux. Dans les pays où l'électricité est fortement issue du charbon, il apparaît donc pertinent dans un premier temps de coupler le VE avec ce type d'énergie, via le choix par le client du fournisseur d'énergie. En effet, contrairement au véhicule thermique dont les possibilités d'amélioration sont faibles actuellement (compte-tenu du bilan des agrocarburants), le VE peut utiliser toute source d'électricité et il peut donc être faiblement impactant si l'utilisateur est prêt à choisir des sources d'énergies plus propres. Par ailleurs, si le VE devient un véhicule de masse, il n'est pas impossible qu'il contribue à amplifier l'accroissement de l'utilisation des énergies renouvelables.

5.2 Méthodologie

Les travaux réalisés ici sont une photographie, en 2012, de différentes énergies pour la mobilité individuelle. Les recommandations méthodologiques trouveront tout leur sens s'ils elles sont appliquées à de futures ACV d'autres alternatives, qu'elles soient réalisées par Renault ou à l'extérieur de l'entreprise. Par ailleurs, l'automobile est un objet possédant une grande durée de vie, ce qui signifie qu'entre le moment où le véhicule est vendu et le moment où il est mis au rebut, les impacts environnementaux de l'énergie employée sont susceptibles de varier. Cet aspect prospectif, complexe, mériterait d'être à l'avenir étudié. En outre, les conséquences de l'introduction massive d'une alternative pourraient être évaluées, via la réalisation d'ACV conséquentielles. Les travaux développés ici peuvent servir de base pour ce type d'étude dont les résultats pourraient être riches d'enseignement.

Seules les parties production et utilisation de l'énergie ont été étudiées ici. Les différences entre véhicule essence et diesel sont faibles et ne remettent pas en cause les comparaisons. Toutefois, la batterie du VE est susceptible de fortement influencer les résultats. L'évaluation de l'impact environnemental de la batterie fait l'objet d'une thèse au sein de Renault et les résultats de l'ACV du premier VE seront bientôt présentés (à une date postérieure à la rédaction de ce manuscrit) et dont les résultats ne concordent pas avec la littérature [192], [251], [252]. En effet, s'il est possible d'estimer grossièrement l'impact de la fabrication de la batterie, sa fin de vie est complexe à modéliser (beaucoup de travaux pourront encore être réalisés dans la construction des inventaires de données). Les filières de recyclage ne sont pas encore toutes en place et les batteries seront retirées des véhicules lorsqu'elles atteindront 80% de leur capacité. Il sera alors possible de les utiliser pour de nombreux usages qui restent à déterminer et qui influenceront de manière critique l'impact environnemental de la batterie. Il est important de garder à l'esprit que le carburant (production et utilisation) représente entre 50% et 80% des impacts d'un véhicule thermique sur son cycle de vie tandis que la part de l'électricité est très variable pour un véhicule électrique selon le pays (10-25% en France, 40-60% au Royaume-Uni). Vis-à-vis de la littérature et des études effectuées par Renault, la prise en compte de la batterie ne devrait pas affecter de manière importante les conclusions, en dehors des impacts liés à l'acidification et à la toxicité et l'écotoxicité. En effet, la production de la batterie, via l'extraction de ses matières premières (lithium en particulier), est particulièrement génératrice d'acidification potentielle. L'intérêt de l'électricité, concernant cet impact potentiel, risque alors d'être remis en cause, y compris pour les filières d'électricité renouvelables vertueuses comme l'éolien (dans le cas du charbon, même sans prise en compte de la batterie, l'électricité est plus impactante que les véhicules conventionnels). Concernant la toxicité et l'écotoxicité, ces impacts n'ont pas encore été étudiés avec suffisamment de détails. Il apparaît donc à l'avenir indispensable d'obtenir un ICV de la batterie permettant de calculer les impacts à l'aide de USEtox, afin de voir dans quelle mesure la batterie est susceptible de remettre en cause les résultats positifs de l'électricité vis-à-vis des carburants liquides.

Les sources électriques étudiées ici le sont de manière statique. En réalité, les sources d'énergies ne sont pas toujours disponibles (cela est particulièrement vrai pour les énergies intermittentes comme le photovoltaïque ou l'éolien) et le VE utilise, sauf cas particuliers, l'électricité du réseau où il se trouve. De fait, il conviendra d'approfondir les usages du VE afin de déterminer dans quelle mesure les différentes sources d'électricité sont susceptibles de répondre à ses besoins et donc dans quel sera l'impact environnemental de l'électricité utilisée par le VE.

Les travaux menés ici sur les émissions des véhicules montrent que l'automobile est un objet complexe, dont l'impact environnemental dépend de nombreux facteurs et en particulier du comportement du conducteur, difficilement appréhendable par l'auteur de l'ACV. Cette incertitude importante doit être considérée lors de la réalisation d'une ACV, afin d'éviter de tirer des conclusions insuffisamment robustes. L'impossibilité de mesurer les émissions de tous les véhicules roulant à tout moment implique d'utiliser des valeurs de référence. Les valeurs présentées ici n'ont pas vocation à être les seules

acceptables ou représentatives de la réalité mais cherchent à éviter les conclusions trop hasardeuses ou basées sur un nombre trop restreint d'inventaire d'émissions. C'est pourquoi, ces marges d'erreurs ont impliqué une approche prudente de l'interprétation des résultats, avec l'emploi de conclusions *in fine* qualitatives plutôt que quantitatives. Cette approche prudente n'exclut pas de conclure entre les différentes énergies, mais permet au contraire de le faire en connaissance de cause et de s'assurer que, lorsque l'on affirme le gain environnemental d'une énergie sur une autre, cette conclusion ne puisse pas être remise en cause simplement en changeant de cycle de mesure ou de véhicule.

USEtox semble être un indicateur prometteur pour les ACV d'automobiles, à partir du moment où les inventaires d'impacts possèdent la finesse nécessaire à son utilisation (Cf. chapitre 7). Cet indicateur devrait être amené à être utilisé de manière de plus en plus systématique afin de ne plus négliger une partie des aspects sanitaires et écotoxiques des différentes énergies. L'utilisation d'indicateurs pour les inorganiques n'est clairement pas encore possible, compte-tenu du grand nombre de métaux mis en jeu et des faibles différences de résultats obtenues. Les recherches doivent donc se poursuivre dans cette direction pour ne plus, à l'avenir, négliger les émissions atmosphériques de métaux dans l'atmosphère par les activités de combustion. Enfin, il est important de garder à l'esprit que USEtox couvre l'un des aspects des effets sanitaires de l'automobile, la pollution particulaire étant traitée par un autre indicateur (PMFP – ReCiPe 2008). Pour pouvoir correctement utiliser USEtox, il est nécessaire d'avoir un inventaire suffisamment fin des substances organiques émises. Le tableau 116 présente la finesse d'intervalle requise pour pouvoir interpréter les résultats obtenus avec USEtox.

Précision	Niveau de l'analyse
Composition des COV inconnue	USEtox ne peut être analysé
Recensement des aldéhydes émis	Évaluation approximative des impacts sur la santé pour les énergies fossiles
Aldéhydes + HAP	Évaluation de la santé et de l'écotoxicité des énergies fossiles
Aldéhydes + HAP + aromatiques	Effets cancérogènes des énergies fossiles
Composition complète des COV	Évaluation complète des énergies fossiles
Composition complète des COV et des pesticides	Évaluation complète des énergies fossiles et des agrocarburants

TABLEAU 116 – utilisation recommandée de USEtox

L'évaluation de la formation d'ozone photochimique reste problématique en ACV. Cela est lié au rôle complexe des NO_x, qui peuvent former (NO₂) ou détruire (NO) de l'ozone en présence de COV. Les interactions entre ces différentes substances sont complexes à évaluer à l'aide d'un indicateur qui soit utilisable en ACV. Par ailleurs, le fait de ne pas connaître sur l'ensemble des cycles de vies étudiés la part de NO et de NO₂ dans les émissions de NO_x rend l'indicateur extrêmement approximatif (d'où la différence de valeur attribuée entre le POCP de la méthode CML 2001 et le POFP de la méthode ReCiPe 2008). À défaut, il est nécessaire d'utiliser deux indicateurs, comme dans ce travail de thèse, et de ne conclure que lorsque ces derniers convergent.

L'évaluation de la pollution particulaire est aussi complexe, en particulier pour les systèmes étudiés ici. En effet, la diminution des particules primaires émises par l'automobile implique que, en utilisant ReCiPe 2008, l'impact est principalement lié aux émissions de NO_x. Les particules secondaires étant particulièrement incriminées, les incertitudes sont plus élevées. Toutefois, les différents indicateurs retenus (ReCiPe 2008 PMFP, VAN ZELM et al., HUMBERT et al.) sont globalement convergents et il est donc possible de conclure sur ce type de pollution.

La différenciation entre impacts ruraux et urbains est particulièrement intéressante pour l'objet automobile. Il a été démontré ici qu'il est possible de localiser géographiquement un grand nombre de sources d'émissions, en particulier en Europe. Il sera intéressant, à la suite de ces travaux, d'étudier la faisabilité d'étendre le système d'information géographique (SIG) développé à d'autres objets d'étude. Par ailleurs, le SIG développé ici se contente d'introduire la distinction entre sources rurales et urbaines. Toutefois, il ouvre la possibilité d'introduire de nombreuses autres différences, comme l'utilisation de facteurs d'impacts régionaux différenciés ou d'inventaires régionalisés. L'utilisation de SIG en est encore à ses balbutiements en ACV mais il est possible qu'elle prenne une importance croissante dans les années à venir, la richesse des inventaires et des méthodologies, associée à des logiciels de plus en plus performants, permettant peut-être d'exploiter les SIG à des fins que l'on n'entrevoit pas encore aujourd'hui.

Les indicateurs retenus ont été choisis afin de couvrir de la manière la plus exhaustive possible les impacts *midpoint* des énergies pour l'automobile. Néanmoins, force est de constater qu'une partie est nécessairement redondante. Ainsi, les NO_x peuvent contribuer à l'acidification, à l'eutrophisation marine, à l'ozone photochimique (POCP et POFP) et à la pollution particulaire. De même pour le SO₂, qui peut jouer un rôle sur l'acidification et la pollution particulaire, ou les COV qui influent sur l'ozone photochimique, les effets toxiques et écotoxiques. Or, une molécule de NO_x, de SO₂ ou de COV ne peut contribuer à tous ces effets à la fois. C'est pourquoi, nous recommandons d'analyser ces différents impacts de manière indépendante. L'utilisation de facteurs endpoint additionnés ou de méthodes d'agrégation multicritère ne peut s'effectuer que s'il n'y a pas de redondance entre les impacts et doit donc être précédée d'une réflexion importante pour être pertinente et ne pas artificiellement augmenter le score environnemental d'une énergie par rapport à une autre.

Comme énoncé en introduction du chapitre 5, les ACV réalisées ici sont de type « attributionnelles » et pourront servir à l'avenir de base pour des travaux d'ACV conséquentielles. En effet, compte-tenu des objectifs de vente de véhicules électriques, à court terme ces derniers ne sont pas susceptibles d'avoir un impact lié à leur introduction dans le parc automobile. Toutefois, à moyen – long terme (après 2020), les VE pourront entraîner différents impacts. En effet, l'introduction de VE de manière massive va avoir un impact sur les réseaux de production et de distribution de l'électricité en UE. Les VE, de par leur demande en électricité, vont entraîner des changements dans la production et la distribution de l'électricité, qui vont devoir être

capable de répondre à la demande. Par ailleurs, les VE pourront aussi être utilisés pour stocker l'électricité des sources renouvelables intermittentes, ou simplement l'électricité de sources conventionnelles mais qui pourrait être injectée lors des pics de charge du réseau. De fait, ils sont donc susceptibles d'accélérer le déploiement des réseaux dits « intelligents » (*smartgrids*) tout en entraînant une modification du mix électrique qui devra être capable de répondre à la charge exercée par le VE. Les travaux effectués se sont focalisés sur une photographie des impacts de l'électricité utilisée par le VE, sans adopter d'approche conséquentielle. Il apparaît en effet important de connaître avec précision les systèmes étudiés avant de pouvoir aborder les conséquences de son déploiement massif. Les études à venir devraient donc, à partir des travaux réalisés ici, adopter une approche conséquentielle. Pour cela, il sera nécessaire d'étudier avec précision les caractéristiques du marché de l'électricité et ses évolutions en Europe, tout en approfondissant à la fois les connaissances sur la percée du VE dans les années à venir et sur les différentes typologies d'usage qui seront adoptées par les conducteurs. En effet, ces usages vont déterminer dans quelle mesure les VE exerceront une pression (négative ou positive) sur les réseaux électriques.

Par ailleurs, les aspects conséquentiels devront aussi être abordés pour les agrocarburants, compte-tenu de la possibilité de changement d'affectation indirecte des sols qu'ils peuvent engendrer. Le CAS indirect est de plus en plus étudié dans la littérature, compte-tenu des implications qu'il peut avoir. Il est en effet susceptible de remettre profondément en question les résultats obtenus avec une ACV n'en tenant pas compte. Le CAS indirect dépendant fortement de la part de carburant fossile substituée par les agrocarburants, l'approche conséquentielle avec des scénarios de substitution semble indispensable pour appréhender de manière correcte les impacts environnementaux associés aux agrocarburants et devrait donc être étudiée à la suite des travaux réalisés ici. En effet, le CAS indirect se produit lorsque la demande en agrocarburant est telle que l'utilisation de jachères ne suffit plus mais que des cultures alimentaires sont détournées de leur usage pour être utilisées pour la production d'énergie. Si la littérature est de plus en plus abondante concernant les impacts globaux du CAS indirect, elle se focalise sur les émissions de gaz à effet de serre uniquement [253–256] et de nombreuses recherches restent à effectuer pour évaluer les effets sur les impacts régionaux et locaux.

Les pistes suivantes restent donc à explorer à l'issue de cette thèse :

- approfondir la connaissance du comportement du conducteur pour mieux appréhender les émissions en fonction d'unités fonctionnelles plus spécifiques ;
- approfondir les inventaires d'émissions sur la question du NO/NO₂ et continuer les recherches pour obtenir un meilleur impact de la formation d'ozone photochimique ;
- ajouter des indicateurs (water footprint et biodiversité) et étudier World Impact 2012 + pour déterminer si l'entreprise retiendra à long terme ReCiPe 2008 ou cette méthodologie ;

- exploiter la richesse offerte par les SIG dans de nouvelles directions ;
- appliquer les développements méthodologiques à l'ensemble du cycle de vie des véhicules, en particulier pour tenir compte de la batterie du véhicule électrique ;
- adopter une approche conséquentielle afin de mieux cerner les implications futures du déploiement des véhicules électriques ainsi que les effets du changement d'affectation des sols indirect lié à l'utilisation massive des agrocarburants de première génération ;
- étudier d'autres carburants, en particulier les carburants de seconde génération ;
- connaître les usages du VE afin de déterminer quels mix électriques celui-ci est susceptible d'utiliser et donc connaître son impact environnemental réel.

Conclusion

TROIS groupes de carburants ont été étudiés : les carburants fossiles liquides, l'électricité et les agrocarburants. Le véhicule électrique associé à l'électricité éolienne apparaît comme le meilleur moyen de diminuer les impacts de la mobilité individuelle. Par ailleurs, l'électricité photovoltaïque et le gaz naturel sont aussi de bonnes alternatives d'un point de vue environnemental. L'électricité issue du charbon (houille et lignite) possède un bilan plus mitigé, en permettant des gains sur certains impacts (tels que la santé et l'écotoxicité) tout en augmentant d'autres (acidification ou pollution particulaire par exemple). Leur intérêt dépend donc des priorités accordées à chaque impact. Il est toutefois important de garder à l'esprit qu'un véhicule électrique fonctionnant à l'origine avec de l'électricité issue du charbon peut tout à fait changer pour une source renouvelable (sans changement technologique du véhicule). Le diesel présente un bilan mitigé, compte-tenu du fait qu'il tend à augmenter les impacts locaux vis-à-vis de l'essence, en particulier en milieu urbain (effets sanitaires liés à la toxicité des composés organiques volatils et aux particules secondaires) tout en permettant des gains très limités en termes d'émissions de gaz à effet de serre. Enfin, les agrocarburants, s'ils sont produits dans des conditions n'impliquant pas de changement d'affectation des sols, peuvent permettre des gains significatifs des émissions de gaz à effet de serre. Il apparaît donc important de développer les alternatives de seconde génération, compte-tenu du fait que les véhicules électriques n'ont pas vocation à remplacer l'ensemble des véhicules thermiques. Ces gains s'accompagnent toutefois d'une forte augmentation des impacts locaux. Par ailleurs, il est important de garder à l'esprit que, dans le cas du véhicule électrique, l'impact de la batterie n'est pas négligeable. Toutefois, l'industrialisation du véhicule électrique en étant à ses balbutiements, il n'est pas possible de donner une estimation des impacts qui soit fiable, tant que les premières batteries ne seront pas massivement arrivées en fin de vie.

L'ACV est un outil d'évaluation environnementale encore jeune et dont la méthodologie est en constante amélioration afin de mieux quantifier les impacts environnementaux. En outre, les inventaires de cycle de vie gagnent aussi continuellement en exactitude et en précision, permettant de réaliser des ACV de plus en plus fiables. La distinction des émissions urbaines et rurales et l'utilisation d'inventaires prenant en compte la grande variabilité des émissions automobiles peut ainsi apporter une réelle plus-value aux ACV de carburants qui seront réalisées dans les années à venir. Dans cette thèse, un nombre restreint d'énergies a été étudié par rapport à la richesse des alternatives proposées. Les travaux présentés ici seront réellement valorisés si les recommandations méthodologiques sont appliquées et discutées dans les futures ACV d'autres carburants, qu'elles soient réalisées au sein de Renault ou ailleurs. De surcroît, les résultats pourront être utilisés pour orienter les choix des constructeurs automobiles ou des producteurs d'énergie vers des solutions de plus en plus respectueuses de l'environnement.

En réponse à l'introduction, il apparaît important de replacer ce travail dans son contexte. De fait, ces travaux de thèse se sont concentrés sur un nombre restreint d'alternatives aux carburants conventionnels et se sont focalisés sur les impacts environnementaux uniquement. Il convient ainsi de rappeler que le choix d'une alternative vis-à-vis d'une autre répond en réalité à un compromis entre paramètres techniques, environnementaux, sociétaux et économiques. Par conséquent, si les agrocarburants présentent de nombreux impacts environnementaux, ils sont susceptibles d'avoir un impact sociétal positif, en maintenant des emplois dans les zones rurales et en limitant la balance énergétique, fortement importatrice, des pays de l'UE. Le véhicule électrique, même associé à des sources fossiles comme le charbon, pourrait permettre de fortement diminuer les nuisances sonores, tout en donnant un second souffle à l'industrie automobile européenne en permettant de maintenir des emplois qui pourraient être supprimés.

Par ailleurs, ce travail se focalise uniquement sur l'automobile. Cette dernière est un des nombreux moyens de transports à disposition de l'homme et la réduction de son impact environnemental doit naturellement s'accompagner d'une réflexion sur la place de l'automobile dans la société, qui dépasse le cadre de l'ACV, vis-à-vis des autres transports. La diversification des sources d'énergies automobiles, en les associant avec un accroissement de l'intermodalité entre les transports, en particulier les transports en communs et les transports doux, est le seul moyen de diminuer les nuisances liées à la mobilité qui ne se bornent pas aux impacts environnementaux. En ce sens, ce travail de thèse apporte une modeste contribution à l'ensemble du travail de réflexion pluridisciplinaire qui reste à mener.

Table des figures

FIGURE 1 – pic de Hubbert tel que publié en 1956 [7]	24
FIGURE 2 – réserves mondiales prouvées de pétrole et de gaz naturel, d’après [8]	24
FIGURE 3 – bilan radiatif naturel et effet de serre, d’après [13]	26
FIGURE 4 – quantités, types et origine des GES de 1970 à 2004 [18]	28
FIGURE 5 – l’acidification, adaptée d’après [21]	30
FIGURE 6 – émissions de gaz acidifiants en UE-27 et part du transport routier [26]	31
FIGURE 7 – courbe dose / réponse d’un effet toxique non cancérogène	36
FIGURE 8 – synoptique des impacts environnementaux (hors toxicité et écotoxicité) générés par l’automobile	40
FIGURE 9 – filières de carburants alternatifs	43
FIGURE 10 – schéma synoptique de production des carburants fossiles	44
FIGURE 11 – approvisionnement de l’UE-27 en pétrole brut	46
FIGURE 12 – schéma synoptique d’une raffinerie [50]	47
FIGURE 13 – taux de diesel dans le parc de véhicules particuliers [53]	49
FIGURE 14 – composition chimique du biodiesel	50
FIGURE 15 – schéma synoptique de la production du biodiesel	51
FIGURE 16 – schéma synoptique de la production de l’éthanol	51
FIGURE 17 – neutralité carbone de la biomasse	53
FIGURE 18 – production du biodiesel par transestérification	58
FIGURE 19 – approvisionnement de l’UE-27 en houille	63
FIGURE 20 – schéma synoptique de la production de l’électricité issue du charbon	64
FIGURE 21 – schéma synoptique de la production d’électricité issue du gaz naturel	66
FIGURE 22 – schéma synoptique de production de l’électricité éolienne	67
FIGURE 23 – technologies PV, d’après [120]	68
FIGURE 24 – carte de l’irradiance solaire reçue en Europe [123]	70
FIGURE 25 – étapes de la fabrication d’un panneau PV cristallin, d’après [124]	71
FIGURE 26 – composition d’une cellule photovoltaïque au silicium cristallin, d’après [121]	72
FIGURE 27 – technologie CdTe, d’après [138]	72
FIGURE 28 – recyclage des panneaux CdTe, d’après [140]	73
FIGURE 29 – cycle de vie générique d’un produit [141]	76
FIGURE 30 – description d’une étape de l’inventaire de cycle de vie	78
FIGURE 31 – modes d’allocation au prorata des coproduits dans l’ACV	78
FIGURE 32 – allocation par substitution des coproduits dans l’ACV	79
FIGURE 33 – méthodologie de calcul des impacts en ACV	80
FIGURE 34 – intégration de l’indicateur et incertitude	84
FIGURE 35 – impacts et dommages de la méthode IMPACT 2002+ [167]	89
FIGURE 36 – impacts environnementaux de la méthode ReCiPe 2008 [169]	91
FIGURE 37 – paramètres ayant une influence sur un impact local, adapté de [199]	115
FIGURE 38 – pertinence en fonction de la portée de l’impact	116
Figure 39 – carburants et périmètres étudiés	123

FIGURE 40 – modélisation d’un procédé sous GaBi 4	127
FIGURE 41 – représentation schématique d’un procédé sous GaBi	128
FIGURE 42 – modélisation du transport par pipeline	129
FIGURE 43 – modélisation du transport par navire transocéanique	129
FIGURE 44 – modélisation du transport par péniche	130
FIGURE 45 – modélisation du transport par train	130
FIGURE 46 – modélisation du transport par camion	131
FIGURE 47 – schéma synoptique de fabrication des carburants conventionnels	132
FIGURE 48 – Modélisation de l’extraction du pétrole	133
FIGURE 49 – modélisation du raffinage du pétrole	134
FIGURE 50 – modélisation du fourneau au fioul lourd	135
FIGURE 51 – modélisation du fourneau au gaz de raffinerie	135
FIGURE 52 – modélisation du dépôt et de la station-service	136
FIGURE 53 – impacts par étapes de la production d’1 MJ d’essence	137
FIGURE 54 – impacts par étapes de la production d’1 MJ de gazole	138
FIGURE 55 – variabilité des impacts WtT de l’essence	139
FIGURE 56 – variabilité des impacts WtT du gazole	139
FIGURE 57 – schéma synoptique de la production de l’électricité issue du charbon ...	140
FIGURE 58 – modélisation de l’extraction de la houille	141
FIGURE 59 – modélisation de l’extraction du lignite	141
FIGURE 60 – modélisation de la centrale à houille	142
FIGURE 61 – modélisation de la centrale au lignite	142
FIGURE 62 – modélisation de la distribution de l’électricité	142
FIGURE 63 – impacts par étapes de la production d’1 MJ d’électricité issue de la houille	143
FIGURE 64 – impacts par étapes de la production d’1 MJ d’électricité issue du lignite	143
FIGURE 65 – variabilité, incertitude et sensibilité des impacts WtT de l’électricité issue de la houille	145
FIGURE 66 – sensibilité sur les impacts WtT de l’électricité issue du lignite	145
FIGURE 67 – schéma synoptique de la production d’électricité à partir du gaz naturel	146
FIGURE 68 – modélisation de l’extraction du gaz naturel	147
FIGURE 69 – modélisation de la liquéfaction du gaz naturel	148
FIGURE 70 – modélisation de la centrale au gaz naturel	148
FIGURE 71 – impacts par étape de la production d’1 MJ d’électricité issue du gaz naturel	149
FIGURE 72 – variabilité des impacts WtT de l’électricité issue du gaz naturel	151
FIGURE 73 – schéma synoptique de la production d’électricité éolienne	152
FIGURE 74 – modélisation de la production des parties fixes de l’éolienne	152
FIGURE 75 – impact par étape de la production d’1 MJ d’électricité éolienne	154
FIGURE 76 – variabilité et sensibilité des impacts WtT de l’électricité éolienne	155
FIGURE 77 – impact par étape de la production d’1 MJ d’électricité PV mono-Si	158
FIGURE 78 – impact par étape de la production d’1 MJ d’électricité PV multi-Si	158
FIGURE 79 – impact de la production d’1 MJ d’électricité PV selon la zone de production des panneaux	159
FIGURE 80 – analyse de sensibilité et variabilité des impacts WtT de l’électricité PV .	160

FIGURE 81 – schéma synoptique de la production du biodiesel.....	161
FIGURE 82 – modélisation de la phase agricole pour la production de biodiesel	161
FIGURE 83 – modélisation de l'extraction de l'huile de colza	163
FIGURE 84 – modélisation de la transestérification	165
FIGURE 85 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu du colza...	166
FIGURE 86 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu du tournesol	167
FIGURE 87 – impacts par étapes de la production d'1 MJ de biodiesel issu de la palme	168
FIGURE 88 – sensibilité, incertitudes et variabilité des impacts WtT du biodiesel issu du colza.....	169
FIGURE 89 – schéma synoptique de la production de l'éthanol	170
FIGURE 90 – modélisation de la production de l'éthanol (fermentation et distillation)	173
FIGURE 91 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'éthanol issu du blé.....	174
FIGURE 92 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'éthanol issu de la betterave	174
FIGURE 93 – impacts par étapes de la production d'1 MJ d'éthanol issu de la canne à sucre.....	175
FIGURE 94 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir du blé.....	176
FIGURE 95 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir de la betterave	177
FIGURE 96 – variabilité et sensibilité de la production d'éthanol à partir de la canne à sucre.....	177
FIGURE 97 – schéma du cycle à quatre temps (d'après [211])	183
FIGURE 98 – catalyseur de dépollution 3 voies pour le moteur à allumage commandé	185
FIGURE 99 – pénétration du diesel dans le marché des véhicules particuliers [213]	187
FIGURE 100 – cycle NEDC : vitesse du véhicule en fonction du temps.....	190
FIGURE 101 – cycles Artemis : vitesse du véhicule en fonction du temps pour les quatre cycles les plus employés.....	192
FIGURE 102 – impacts environnementaux des véhicules à allumage commandé, selon la puissance.....	195
FIGURE 103 – impacts environnementaux des véhicules à allumage par compression, selon la puissance	195
FIGURE 104 – impact de l'E85 sur les émissions à l'échappement.....	197
FIGURE 105 – émissions de CO ₂ et consommation des véhicules de référence selon l'année	200
FIGURE 106 – températures retenues dans COPERT.....	203
FIGURE 107 – véhicule à allumage commandé de référence et sensibilité	206
FIGURE 108 – véhicule à allumage par compression de référence et sensibilité.....	206
FIGURE 109 – composition de la flotte de véhicules particuliers circulant en UE-27....	208
FIGURE 110 – compartiments environnementaux de USEtox, d'après [221]	213
FIGURE 111 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'essence, USEtox.....	226

FIGURE 112 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du gazole, USEtox	226
FIGURE 113 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'électricité issue de la houille, USEtox	228
FIGURE 114 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'électricité issue du lignite, USEtox	229
FIGURE 115 – part de chaque étape de la production de l'électricité issue du gaz naturel, USEtox.....	230
FIGURE 116 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de colza, USEtox.....	231
FIGURE 117 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de tournesol, USEtox	232
FIGURE 118 – contribution toxicologique de chaque étape de la production du biodiesel de palme, USEtox.....	232
FIGURE 119 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de blé, USEtox.....	233
FIGURE 120 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de betterave, USEtox.....	234
FIGURE 121 – contribution toxicologique de chaque étape de la production de l'éthanol de canne, USEtox.....	234
FIGURE 122 – résultats TtW, USEtox, organiques, selon le couple véhicule+carburant (diesel en base 1).....	236
FIGURE 123 – influence de la hauteur d'émission sur la dispersion d'un polluant.....	243
FIGURE 124 – exemple de carte urbain / rural, issue du projet GRUMP [247] sous QGIS	245
FIGURE 125 – extraction du pétrole et raffineries (projection cylindrique équidistante)	247
FIGURE 126 - installations pour la production des agrocarburants (projection de Lambert).....	248
FIGURE 127 – gisements de gaz, mines de houille et de lignite et centrales thermiques (projection de Lambert).....	249
FIGURE 128 – mines de houille, hémisphère sud (projection conique centrée)	250
FIGURE 129 – bilan WtW des différentes alternatives, épuisement des ressources (ADP – échelle logarithmique).....	266
FIGURE 130 – bilan WtW des différentes alternatives, épuisement énergétique (ADP)	267
FIGURE 131 – bilan WtW des différentes alternatives, augmentation de l'effet de serre (GWP)	269
FIGURE 132 – bilan WtW des différentes alternatives, acidification (AP).....	271
FIGURE 133 – bilan WtW des différentes alternatives, eutrophisation limnique (FWEP)	273
FIGURE 134 – bilan WtW des différentes alternatives, eutrophisation marine (MWEP)	274
FIGURE 135 – bilan WtW des différentes alternatives, ozone photochimique (POFP)	276
FIGURE 136 – bilan WtW des différentes alternatives, ozone photochimique (POCP)	277
FIGURE 137 – bilan WTW des différentes alternatives, pollution particulaire (PMFP)	279

FIGURE 138 – bilan WtW des différentes alternatives, écotoxicité (USEtox)	281
FIGURE 139 – bilan WtW des différentes alternatives, effets cancérigènes (USEtox) ...	282
FIGURE 140 – bilan WtW des différentes alternatives, effets non cancérigènes (USEtox)	283
FIGURE 141 – effets cancérigènes WtW, USEtox, avec prise en compte urbain / rural	295
FIGURE 142 – effets non cancérigènes WtW, USEtox, avec prise en compte urbain / rural	296
FIGURE 143 – Pollution particulaire (PMFP), avec et sans prise en compte de la différence de hauteur d'émission.....	298
FIGURE 144 – pollution particulaire, différenciation entre véhicule urbain et véhicule rural	299

Table des tableaux

TABLEAU 1 – production d'énergie primaire (en Mtep.an ⁻¹) dans le monde, selon la ressource [6].....	23
TABLEAU 2 – répartition des réserves et de la consommation d'énergie fossile [8]	25
TABLEAU 3 – valeurs des GWP (kg CO ₂ -éq.) des trois principaux GES [13]	28
TABLEAU 4 – quantité de gaz envoyé en torchère par l'extraction du pétrole [47].....	45
TABLEAU 5 – composition du combustible utilisé en raffinerie [52].....	48
TABLEAU 6 – émissions atmosphériques des raffineries [50].....	48
TABLEAU 7 – émissions aquatiques des raffineries [51].....	48
TABLEAU 8 – ressources utilisées en Europe pour la production du biodiesel	51
TABLEAU 9 – ressources utilisées en Europe pour la production de l'éthanol [74]	52
TABLEAU 10 – pesticides utilisés pour la production du biodiesel	55
TABLEAU 11 – quantités d'engrais et de pesticides utilisés.....	56
TABLEAU 12 – origine de l'électricité en UE-27 [89].....	60
TABLEAU 13 – répartition des différentes technologies photovoltaïques installées en Europe en 2010 [121]	68
TABLEAU 14 – indicateurs environnementaux de la méthode CML 2001 [150]	85
TABLEAU 15 – indicateurs environnementaux de la méthode EDIP.....	88
TABLEAU 16 – substances de référence et méthode de calcul des impacts <i>midpoint</i> dans IMPACT 2002+ [167]	89
TABLEAU 17 – impacts <i>midpoint</i> de la méthode ReCiPe 2008.....	92
TABLEAU 18 – impact environnemental de l'éthanol et du biodiesel, selon [61] et [183]	96
TABLEAU 19 – périmètres et indicateurs d'impacts des ACV d'agrocarburants.....	99
TABLEAU 20 – énergie mobilisée pour la fabrication d'un système cristallin de 1 560 kW [139]	100
TABLEAU 21 – impact environnemental d'1 m ² de panneau CdTe [140]	102
TABLEAU 22 – impacts Eco-indicator 99 d'1 kWh produit par un panneau multi-Si [134]	102
TABLEAU 23 – récapitulatif des résultats d'ACV PV.....	103
TABLEAU 24 – récapitulatif des résultats d'ACV d'électricité éolienne.....	106
TABLEAU 25 – impacts des systèmes étudiés et indicateurs Renault.....	108
TABLEAU 26 – comparaison des indicateurs sur les ressources.....	110
TABLEAU 27 – comparaison des indicateurs d'acidification	110
TABLEAU 28 – comparaison des indicateurs d'eutrophisation	111
TABLEAU 29 – comparaison des indicateurs d'ozone photochimique	111
TABLEAU 30 – comparaison des indicateurs de pollution particulaire	111
TABLEAU 31 – comparaison des indicateurs de toxicité	112
TABLEAU 32 – comparaison des indicateurs d'écotoxicité	112
TABLEAU 33 – utilisation de ReCiPe 2008.....	113
TABLEAU 34 – méthodes et indicateurs d'impacts retenus	114
TABLEAU 35 – périmètre d'une ACV de carburant selon l'objectif.....	117

TABLEAU 36 – récapitulatif des bases de données utilisées	126
TABLEAU 37 – unité fonctionnelle et périmètre des carburants fossiles liquides	132
TABLEAU 38 – quantités de gaz envoyées en torchère par l'extraction du pétrole	133
TABLEAU 39 – impacts environnementaux WtT des carburants fossiles.....	136
TABLEAU 40 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité issue du charbon	140
TABLEAU 41 – bilan WtT de l'électricité issue du charbon	143
TABLEAU 42 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité issue du gaz naturel...	146
TABLEAU 43 – bilan WtT de l'électricité issue du gaz naturel.....	149
TABLEAU 44 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité éolienne.....	152
TABLEAU 45 – bilan WtT de l'électricité éolienne	153
TABLEAU 46 – unité fonctionnelle et périmètre de l'électricité PV	155
TABLEAU 47 – bilan WtT de l'électricité PV (1 MJ)	158
TABLEAU 48 – unité fonctionnelle et périmètre WtT du biodiesel.....	161
TABLEAU 49 – utilisation de produits phytosanitaires et consommation de diesel pour la production d'1 kg d'oléagineux.....	162
TABLEAU 50 – travaux agricoles et consommations de gazole associées à la production des ressources agricoles pour la fabrication de biodiesel.....	162
TABLEAU 51 – émissions liées à l'emploi des phytosanitaires et engrais pour la production des oléagineux	163
TABLEAU 52– produits utilisés pour l'extraction de l'huile.....	164
TABLEAU 53 – facteurs d'allocation entre les différentes ressources.....	164
TABLEAU 54 – bilan WtT du biodiesel (1 MJ)	165
TABLEAU 55 – unité fonctionnelle et périmètre WtT de l'éthanol	170
TABLEAU 56 - utilisation de produits phytosanitaires et consommation de diesel pour la production d'1 kg de plantes sucrées et amylacées	171
TABLEAU 57 – travaux agricoles et consommations de gazole associées à la production des ressources agricoles pour la fabrication d'éthanol.....	171
TABLEAU 58 – émissions liées à l'emploi de phytosanitaires et engrais pour la production des plantes amylacées et sucrées.....	172
TABLEAU 59 – consommations de la production d'éthanol.....	173
TABLEAU 60 – bilan WtT de l'éthanol (1 MJ)	173
TABLEAU 61 – bilan des impacts environnementaux WtT des énergies étudiées	179
TABLEAU 62 – seuils d'émissions en Europe pour le moteur à allumage commandé .	185
TABLEAU 63 – seuils d'émissions en Europe pour le moteur Diesel (véhicules particuliers, masse inférieure à 2,5 t).....	188
TABLEAU 64 – caractéristiques des cycles Artemis	192
TABLEAU 65 – variabilité des émissions homologuées Euro 4 de la gamme Renault 2008	193
TABLEAU 66 – impacts environnementaux des véhicules-types.....	200
TABLEAU 67 – émissions sur cycles Artemis – moyenne UE-27	202
TABLEAU 68 – émissions sur cycles Artemis – Séville / Helsinki.....	203
TABLEAU 69 – émissions sur cycles Artemis – vitesse moyenne ± 10 km.h ⁻¹	204
TABLEAU 70 – impacts environnementaux pour 1 km parcouru avec les véhicules de référence de la flotte en 2012	208
TABLEAU 71 – impacts environnementaux de la phase TtW.....	209
TABLEAU 72 – composition des NMCOV à l'échappement automobile.....	216

TABLEAU 73 – dix principales espèces émises par les échappements automobiles (détails des autres espèces en annexe, paramètres externes GaBi).....	217
TABLEAU 74 – principales espèces émises par l'utilisation d'éthanol (détails des autres espèces en annexe, paramètres externes GaBi)	218
TABLEAU 75 – composition des NMCOV émis par l'évaporation de l'essence [39].....	219
TABLEAU 76 – principaux NMCOV émis par la combustion du gaz naturel	220
TABLEAU 77 – principaux NMCOV émis par la combustion des dérivés du pétrole ..	220
TABLEAU 78 – principaux NMCOV émis par la combustion du charbon, du gaz de raffinerie et de la biomasse.....	220
TABLEAU 79 – émissions atmosphériques de métaux pour 1 MJ produit, selon le combustible brûlé	223
TABLEAU 80 – émissions de métaux pour la production d'1 kg de ressource agricole	223
TABLEAU 81 – résultats USEtox de la production de carburants issus du pétrole.....	225
TABLEAU 82 – résultats USEtox de la production d'électricité fossile	227
TABLEAU 83 - résultats USEtox de la production de biodiesel	231
TABLEAU 84 - résultats USEtox de la production d'éthanol.....	233
TABLEAU 85 – résultats USEtox de la production d'électricité renouvelable	235
TABLEAU 86 – impacts USEtox de l'usage des carburants (TtW).....	235
TABLEAU 87 – résultats obtenus avec USEtox, organiques	239
TABLEAU 88 – part des zones et de la population urbaine selon le continent [247].....	245
TABLEAU 89 – procédés géolocalisés dans les cycles de vie étudiés.....	246
TABLEAU 90 – part urbaine des principales étapes de production des carburants fossiles liquides	247
TABLEAU 91 – part urbaine des principales étapes de production des agrocarburants	248
TABLEAU 92 – part urbaine des principales étapes de la production de l'électricité fossile.....	249
TABLEAU 93 – effets cancérigènes et non cancérigènes de la production des différentes énergies avec la prise en compte des émissions urbaines.....	251
TABLEAU 94 – effets cancérigènes et non cancérigènes des différents véhicules avec la prise en compte des émissions urbaines (augmentation entre parenthèses)	252
TABLEAU 95 – facteurs différenciés de PMFP selon la hauteur, d'après [172]	253
TABLEAU 96 – répartition sources hautes / basses dans la production des agrocarburants	254
TABLEAU 97 – fractions absorbées pour la pollution particulaire, d'après [248]	255
TABLEAU 98 – facteurs de caractérisation différenciés, pollution particulaire, d'après [248]	256
TABLEAU 99 – Bilan WtT de la pollution particulaire avec application des distinctions urbain / rural et haute / basse	256
TABLEAU 100 – Bilan TtW de la pollution particulaire avec application des distinctions urbain / rural et haute / basse	257
TABLEAU 101 – facteurs de caractérisation du POFP, selon la durée considérée.....	258
TABLEAU 102 – formation d'ozone photochimique (ReCiPe 2008 POFP) selon l'horizon de temps considéré pour les différentes énergies étudiées	258
TABLEAU 103 – formation d'ozone photochimique (ReCiPe 2008 POFP) selon l'horizon de temps considéré pour les différents véhicules étudiés	259

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 104 – impacts WtW normalisés (ADP) des différentes alternatives	266
TABLEAU 105 – impacts WtW normalisés (ADP) des différentes alternatives	268
TABLEAU 106 – impacts WtW normalisés (GWP) des différentes alternatives.....	270
TABLEAU 107 – impacts WtW normalisés (AP) des différentes alternatives.....	272
TABLEAU 108 – impacts WtW normalisés (FWEP / MWEP) des différentes alternatives	275
TABLEAU 109 – impacts WtW normalisés (POFP / POCP) des différentes alternatives	278
TABLEAU 110 – impacts WtW normalisés (PMFP) des différentes alternatives	280
TABLEAU 111 – bilan WtW des énergies par rapport à la flotte de référence et aux véhicules essence et diesel vendus en 2012	286
TABLEAU 112 – impacts WtW normalisés	290
TABLEAU 113 – résultats WtW USEtox avec prise en compte de la différence urbain / rural.....	297
TABLEAU 114 – résultats WtW pour la formation d’ozone photochimique	297
TABLEAU 115 – pollution particulaire, WtW, différenciation entre sources hautes et basses et rurales et urbaines	300
TABLEAU 116 – utilisation recommandée de USEtox	303

Bibliographie

- [1] SOUVESTRE P (1907) *Histoire de l'automobile*. H. Dunold et E. Pinat, 810 p.
- [2] EUROSTAT (2010) *Eurostat road_eqs_carhab*. Dernier accès : 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [3] EUROSTAT (2010) *Eurostat nrg_123a*. Dernier accès : 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [4] EDWARDS D, LARIVÉ JF, MAHIEU V ET HASS H (2009) *Well to wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context, version 3 - Well to tank report*. Joint Research Centre - EUCAR - Concauwe, 140 p.
- [5] EDWARDS D, LARIVÉ JF, MAHIEU V ET HASS H (2009) *Well to wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context, version 3 - Tank to wheels report*. Joint Research Centre - EUCAR - Concauwe, 43 p.
- [6] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2011) *Key world energy statistics*. AIE / OCDE, 80 p.
- [7] DEFFEYES KS, SILVERMAN MP (2004) Hubbert's Peak: The Impending World Oil Shortage. *American Journal of Physics* 72(1) p. 126. DOI 10.1119/1.1636165
- [8] BP (2011) *Statistical review of world energy*. BP, 45 p.
- [9] EUROSTAT (2010) *Eurostat nrg_102a*. Dernier accès : 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [10] LINSTROTH T ET BELL R (2007) *Local action: the new paradigm in climate change policy*. UPNE, ISBN 978-1-584656727, 196 p.
- [11] JOHANSEN BE (2009) *The Encyclopedia of Global Warming Science and Technology*. ABC-CLIO, ISBN 978-0-313377020, 739 p.
- [12] KONDRAT'EV KI (1969) *Radiation in the atmosphere*. Academic Press, ISBN 978-0-124190504, 912 p.
- [13] SOLOMON S, QIN D, MANNING M ET AL. (2007) *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 996 p.
- [14] PACHAURI RK ET REISINGER A (2007) *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 104 p.
- [15] WANG WC, YUNG YL, LACIS AA ET AL. (1976) Greenhouse Effects due to Man-Made Perturbations of Trace Gases. *Science* 194(4266) p. 685–690. DOI 10.1126/science.194.4266.685
- [16] COURTILLOT V, LE MOUËL J, DUCRUIX J, CAZENAVE A (1982) Geomagnetic secular variation as a precursor of climatic change. *Nature* 297 p. 386–387. DOI 10.1038/297386a0
- [17] COURTILLOT V, GALLET Y, LE MOUËL JL ET AL. (2007) Are there connections between the Earth's magnetic field and climate? *Earth and Planetary Science Letters* 253(3)–(4) p. 328–339. DOI 10.1016/j.epsl.2006.10.032
- [18] METZ B, DAVIDSON OR, BOSCH PR ET AL. (2007) *Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 851 p.
- [19] MOSIER A, KROEZE C, NEVISON C ET AL. (1998) Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 52(2) p. 225–248. DOI 10.1023/A:1009740530221

BIBLIOGRAPHIE

- [20] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2009) Total greenhouse gas emissions by sector (%) in EU-27, 2009. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/total-greenhouse-gas-emissions-by-sector-in-eu-1>
- [21] STUMM W ET MORGAN JJ (1996) *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. Wiley, ISBN 978-0-471511854, 1022 p.
- [22] BLANK LW (1985) A new type of forest decline in Germany. *Nature* 314(6009) p. 311–314. DOI 10.1038/314311a0
- [23] BELLEKOM S, HETTELINGH JP, ABEN J (2009) Spatial aspects affecting acidification factors in European acidification modelling. *Environmental Modelling & Software* 24(4) p. 463–472. DOI 10.1016/j.envsoft.2008.09.002
- [24] BULL KR (1992) An introduction to critical loads. *Environmental Pollution* 77(2)–(3) p. 173–176. DOI 10.1016/0269-7491(92)90074-K
- [25] COMMISSION EUROPÉENNE (2009) *Directive 2009/30/EC of the European Parliament and of the council of 23 April 2009 amending Directive 98/70/EC as regards the specification of petrol, diesel and gas-oil and introducing a mechanism to monitor and reduce greenhouse gas emissions and amending Council Directive 1999/32/EC as regards the specification of fuel used by inland waterway vessels and repealing Directive 93/12/EEC*.
- [26] EUROSTAT (2010) *Eurostat env_air_emis*. Dernier accès : 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [27] CASTILLEJOS M, GOLD DR, DOCKERY D ET AL. (1992) Effects of ambient ozone on respiratory function and symptoms in Mexico City schoolchildren. *American Review of Respiratory Disease* 145(2) p. 276–282. DOI 10.1164/ajrccm/145.2_Pt_1.276
- [28] GUICHERIT R, VAN DOP H (1977) Photochemical production of ozone in Western Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. *Atmospheric Environment* (1967) 11(2) p. 145–155. DOI 10.1016/0004-6981(77)90219-0
- [29] LIU H, CHANG WL, OLTMANS SJ ET AL. (1999) On springtime high ozone events in the lower troposphere from Southeast Asian biomass burning. *Atmospheric Environment* 33(15) p. 2403–2410.
- [30] BLIEFERT C ET PERRAUD R (2008) *Chimie de l'environnement: Air, eau, sols, déchets*. De Boeck, ISBN 978-2-804159450, 496 p.
- [31] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2011) *Air quality in Europe - 2011 report*. EEA, 88 p.
- [32] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2011) *National emissions reported to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP Convention)*. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/national-emissions-reported-to-the-convention-on-long-range-transboundary-air-pollution-lrtap-convention-5>
- [33] BELL ML, DAVIS DL, FLETCHER T (2008) A Retrospective Assessment of Mortality from the London Smog Episode of 1952: The Role of Influenza and Pollution. *Urban Ecology* 3 p. 263–268. DOI 10.1007/978-0-387-73412-5_15
- [34] PUTAUD JP, VAN DINGENEN R, ALASTUEY A ET AL. (2010) A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment* 44(10) p. 1308–1320. DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.12.011
- [35] HALLQUIST M, WENGER J, BALTENSPERGER U ET AL. (2009) The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9(14) p. 5155–5236. DOI 10.5194/acp-9-5155-2009
- [36] VIALA A ET BOTTA A (2005) *Toxicologie*. Lavoisier, ISBN 978-2-743006785, 1096 p.
- [37] BONNARD N, BRONDEAU MT, CLAVEL T ET AL. (2009) *Fiche toxicologique FT 47 Monoxyde de carbone*. Institut National de Recherche et de Sécurité, 8 p.

- [38] BONNARD N, BRONDEAU MT, CLAVEL T ET AL. (2006) *Fiche toxicologique FT 133 Monoxyde d'azote peroxyde d'azote*. Institut National de Recherche et de Sécurité, 8 p.
- [39] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2009) *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009*. EEA Publication.
- [40] INRS (1997) *Fiche toxicologique FT 60 Cadmium et composés minéraux*. Institut National de Recherche et de Sécurité, 6 p.
- [41] BONNARD N, BRONDEAU MT, FALCY M ET AL. (2009) *Fiche toxicologique FT 68 Nickel et ses oxydes*. Institut National de Recherche et de Sécurité, 12 p.
- [42] SEPPÄLÄ J, KNUUTTILA S, SILVO K (2004) Eutrophication of aquatic ecosystems a new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(2) p. 90–100. DOI 10.1007/BF02978568
- [43] COMMISSION EUROPÉENNE (2009) *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC*.
- [44] SIMANZHENKOV V ET IDEM R (2003) *Crude oil chemistry*. Marcel Dekker, ISBN 978-0-824740986, 402 p.
- [45] BRZUSTOWSKI TA (1976) Flaring in the energy industry. *Progress in Energy and Combustion Science* 2(3) p. 129–141.
- [46] ELVIDGE CD, BAUGH KE, TUTTLE BT ET AL. (2007) *A Twelve Year Record of National and Global Gas Flaring Volumes Estimated Using Satellite Data*. World Bank, 107 p.
- [47] ELVIDGE CD, BAUGH KE, TUTTLE BT ET AL. (2009) *Improving Satellite Data Estimation of Gas Flaring Volumes*. GGFR, 64 p.
- [48] CLÔ A (2000) *Oil economics and policy*. Springer, ISBN 978-0-792379063, 268 p.
- [49] PORTWORLD (2012) World Port Distances. Dernier accès : 20/05/2012. <http://www.portworld.com/>
- [50] EUROPEAN COMMISSION (2003) *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries*. European Commission, 22 p.
- [51] MARTIN E ET SCHIPPER H (1999) *Best available techniques to reduce emissions from refineries*. CONCAWE, 185 p.
- [52] DASTILLUNG M (2008) *Impact of product quality and demand evolution on EU refineries at the 2020 horizon: CO₂ emissions trend and mitigation options*. CONCAWE, 48 p.
- [53] EUROSTAT (2010) *Eurostat road_eqs_carmot*. Dernier accès le 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [54] EUROBSERV-ER (2011) *Biofuel barometer 2011*. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.eurobserv-er.org/downloads.asp>
- [55] FORTI L, DI PANCAZIO A, KERDELHUE F ET AL. (2008) *Incorporation d'ester éthylique d'huile végétale dans les gazoles*. IFP - ADEME, 158 p.
- [56] KOLE C (2007) *Oilseeds*. Springer, ISBN 978-3-540343875, 302 p.
- [57] GRAU B, BERNAT E, ANTONI R ET AL. (2010) Small-scale production of straight vegetable oil from rapeseed and its use as biofuel in the Spanish territory. *Energy Policy* 38(1) p. 189–196. DOI 10.1016/j.enpol.2009.09.004
- [58] THAMSIRIROJ T, MURPHY JD (2009) Is it better to import palm oil from Thailand to produce biodiesel in Ireland than to produce biodiesel from indigenous Irish rape seed? *Applied Energy* 86(5) p. 595–604. DOI 10.1016/j.apenergy.2008.07.010

- [59] NEMECEK T ET KÄGI T (2007) *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems*. Ecoinvent Centre, 360 p.
- [60] BIO INTELLIGENCE SERVICES (2010) *Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France*. ADEME / Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer / Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche / FranceAgriMer, 236 p.
- [61] BERNESSON S, NILSSON D, HANSSON PA (2004) A limited LCA comparing large-and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions. *Biomass and bioenergy* 26(6) p. 545–559. DOI 10.1016/j.biombioe.2003.10.003
- [62] HALLEUX H, LASSAUX S, RENZONI R, GERMAIN A (2008) Comparative life cycle assessment of two biofuels ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(3) p. 184–190. DOI 10.1065/lca2008.03.382
- [63] MATSSON B, CEDERBERG C, BLIX L (2000) Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of cleaner production* 8(4) p. 283–292. DOI 10.1016/S0959-6526(00)00027-5
- [64] D. K. SALUNKHE (1992) *World oilseeds: chemistry, technology, and utilization*. Springer, ISBN 978-0-442001124, 554 p.
- [65] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2009) FAOSTAT. Dernier accès : 05/01/2012. <http://faostat.fao.org/>
- [66] KOH LP, WILCOVE DS (2008) Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters* 1(2) p. 60–64. DOI 10.1111/j.1755-263X.2008.00011.x
- [67] PLEANJAI S, GHEEWALA SH, GARIVAIT S (2007) Environmental evaluation of biodiesel production from palm oil in a life cycle perspective. *Asian Journal of Energy and Environment* 8(1)–(2) p. 15–32.
- [68] WICKE B, DORNBURG V, JUNGINGER M, FAAIJ A (2008) Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass and Bioenergy* 32(12) p. 1322–1337. DOI 10.1016/j.biombioe.2008.04.001
- [69] HANSEN SB (2007) Feasibility study of performing an life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(1) p. 50–58. DOI 10.1065/lca2005.08.226
- [70] YEE KF, TAN KT, ABDULLAH AZ, LEE KT (2009) Life cycle assessment of palm biodiesel: Revealing facts and benefits for sustainability. *Applied Energy* 86 p. S189–S196. DOI 10.1016/j.apenergy.2009.04.014
- [71] REIJNDERS L, HUIJBREGTS MAJ (2008) Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases. *Journal of Cleaner Production* 16(4) p. 477–482. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.07.054
- [72] PLEANJAI S, GHEEWALA SH (2009) Full chain energy analysis of biodiesel production from palm oil in Thailand. *Applied Energy* 86(Supplement 1) p. S209–S214. DOI 10.1016/j.apenergy.2009.05.013
- [73] DE SOUZA SP, PACCA S, DE AVILA MT, BORGES JLB (2010) Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renewable Energy* 35(11) p. 2552–2561. DOI 10.1016/j.renene.2010.03.028
- [74] BALAT M, BALAT H (2009) Recent trends in global production and utilization of bio-ethanol fuel. *Applied Energy* 86(11) p. 2273–2282. DOI 10.1016/j.apenergy.2009.03.015
- [75] REIJNDERS L, HUIJBREGTS M (2007) Life cycle greenhouse gas emissions, fossil fuel demand and solar energy conversion efficiency in European bioethanol production for automotive purposes. *Journal of cleaner production* 15(18) p. 1806–1812. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.05.007
- [76] CARDONA CA, SÁNCHEZ ÓJ (2007) Fuel ethanol production: process design trends and integration opportunities. *Bioresource technology* 98(12) p. 2415–2457. DOI 10.1016/j.biortech.2007.01.002
- [77] TZILIVAKIS J, WARNER D, MAY M ET AL. (2005) An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems* 85(2) p. 101–119. DOI 10.1016/j.agsy.2004.07.015

- [78] MCKENDRY P (2002) Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource technology* 83(1) p. 37–46. DOI 10.1016/S0960-8524(01)00118-3
- [79] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2000) *Fertilizers and their use: a pocket guide for extension officers*. Food & Agriculture Org., ISBN 978-9-251044148, 70 p.
- [80] LABOUZE E, SCHULTZE A ET GROS S (2008) *Élaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France*. ADEME / MEDAD / MAP / ONIGC / IFP, 236 p.
- [81] WOODWELL GM, CRAIG PP ET JOHNSON HA (1971) DDT in the Biosphere: Where Does It Go? *Science* 174(4014) p. 1101–1107. DOI 10.1126/science.174.4014.1101
- [82] MARGNI M, ROSSIER D, CRETTEZ P, JOLLIET O (2002) Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment* 93(1)–(3) p. 379–392. DOI 10.1016/S0167-8809(01)00336-X
- [83] GUNSTONE F (2011) *Vegetable Oils in Food Technology: Composition, Properties and Uses*. John Wiley & Sons, ISBN 978-1-444339901, 376 p.
- [84] DEMIRBAŞ A (2008) *Biodiesel: a realistic fuel alternative for diesel engines*. Springer, ISBN 978-1-846289941, 208 p.
- [85] LUO L, VAN DER VOET E, HUPPES G (2009) Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(6)–(7) p. 1613–1619. DOI 10.1016/j.rser.2008.09.024
- [86] MCKENDRY P (2002) Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. *Bioresource technology* 83(1) p. 47–54. DOI 10.1016/S0960-8524(01)00119-5
- [87] MALÇA J, FREIRE F (2006) Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bioethyl tertiary butyl ether (bioETBE): assessing the implications of allocation. *Energy* 31(15) p. 3362–3380. DOI 10.1016/j.energy.2006.03.013
- [88] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2012) *Electricity/Heat in European Union - 27 in 2009*. Dernier accès le 05/05/2012. http://www.iea.org/stats/regionresults.asp?country_code=30
- [89] CAPROS P, MANTZOS L, TASIOS A ET AL. (2010) *EU energy trends to 2030 - Update 2009*. European Commission, 184 p.
- [90] EUROSTAT (2010) *Eurostat nrg_101a*. Dernier accès : 05/12/2011. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [91] HAYES G (2000) *Coal Mining*. Osprey Publishing, ISBN 978-0-747804345, 32 p.
- [92] HESTER RE, HARRISON RM (1994) *Mining and its environmental impact*. Royal Society of Chemistry, ISBN 978-0-854042005, 164 p.
- [93] ODEH NA, COCKERILL TT (2008) Life cycle analysis of UK coal fired power plants. *Energy conversion and management* 49(2) p. 212–220. DOI 10.1016/j.enconman.2007.06.014
- [94] DRBAL LF, BOSTON PG, WESTRA KL (1996) *Power plant engineering*. Springer, ISBN 978-0-412064012, 858 p.
- [95] DONES R, BAUER C, RÖDER A (2007) *Teil VI Kohle*. Ecoinvent Centre, 346 p.
- [96] ODEH NA, COCKERILL TT (2008) Life cycle GHG assessment of fossil fuel power plants with carbon capture and storage. *Energy Policy* 36(1) p. 367–380. DOI 10.1016/j.enconman.2007.06.014
- [97] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.iea.org/>
- [98] PE, LBP (1992) *GaBi 4TM Software-System and Databases fo Life Cycle Engineering*. Stuttgart, Echterdigen.

- [99] KOORNNEEF J, VAN KEULEN T, FAAIJ A, TURKENBURG W (2008) Life cycle assessment of a pulverized coal power plant with post-combustion capture, transport and storage of CO₂. *International journal of greenhouse gas control* 2(4) p. 448–467. DOI 10.1016/j.ijggc.2008.06.008
- [100] KORRE A, NIE Z, DURUCAN S (2010) Life cycle modelling of fossil fuel power generation with post-combustion CO₂ capture. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 4(2) p. 289–300. DOI 10.1016/j.ijggc.2009.08.005
- [101] BENETTO E, POPOVICI EC, ROUSSEAU P, BLONDIN J (2004) Life cycle assessment of fossil CO₂ emissions reduction scenarios in coal-biomass based electricity production. *Energy conversion and management* 45(18)–(19) p. 3053–3074. DOI 10.1016/j.enconman.2003.12.015
- [102] KUMAR S (1987) *Gas production engineering*. Gulf Professional Publishing, ISBN 978-0-872015777, 646 p.
- [103] KELKAR M (2008) *Natural gas production engineering*. PennWell Books, ISBN 978-1-593700171, 520 p.
- [104] TUSIANI MD, SHEARER G (2007) *LNG: A Nontechnical Guide*. PennWell Books, ISBN 978-0-878148851, 463 p.
- [105] FAIST-EMMENEGGER M, HECK T, JUNGBLUTH N (2007) *Teil V Erdgas*. Ecoinvent Centre, 220 p.
- [106] EUROSTAT (2012) *Eurostat nrg_124a*. Dernier accès : 05/01/2012. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- [107] KENNEDY JL (1993) *Oil and gas pipeline fundamentals*. PennWell Books, ISBN 978-0-878143900, 366 p.
- [108] BREEZE PA (2005) *Power generation technologies*. Newnes, ISBN 978-0-750663137, 276 p.
- [109] THE WINDPOWER.NET (2011) *Wind farms in Europe*. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.thewindpower.net/>
- [110] MARTÍNEZ E, SANZ F, PELLEGRINI S ET AL. (2009) Life cycle assessment of a multi-megawatt wind turbine. *Renewable Energy* 34(3) p. 667–673. DOI 10.1016/j.renene.2008.05.020
- [111] VARUN, BHAT IK, PRAKASH R (2009) LCA of renewable energy for electricity generation systems-A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(5) p. 1067–1073. DOI 10.1016/j.rser.2008.08.004
- [112] GUEZURAGA B, ZAUNER R, PÖLZ W (2012) Life cycle assessment of two different 2 MW class wind turbines. *Renewable Energy* 37(1) p. 37–44. DOI 10.1016/j.renene.2011.05.008
- [113] ARDENTE F, BECCALI M, CELLURA M, LO BRANO V (2008) Energy performances and life cycle assessment of an Italian wind farm. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12(1) p. 200–217. DOI 10.1016/j.rser.2006.05.013
- [114] CRAWFORD RH (2009) Life cycle energy and greenhouse emissions analysis of wind turbines and the effect of size on energy yield. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(9) p. 2653–2660. DOI 10.1016/j.rser.2009.07.008
- [115] JUNGBLUTH N, BAUER C, DONES R, FRISCHKNECHT R (2005) Life Cycle Assessment for Emerging Technologies: Case Studies for Photovoltaic and Wind Power (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10(1) p. 24–34. DOI 10.1065/lca2004.11.181.3
- [116] TREMEAC B, MEUNIER F (2009) Life cycle analysis of 4.5 MW and 250 W wind turbines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(8) p. 2104–2110. DOI 10.1016/j.rser.2009.01.001
- [117] WAGNER HJ, BAACK C, EICKELKAMP T ET AL. (2011) Life cycle assessment of the offshore wind farm alpha ventus. *Energy* 36(5) p. 2459–2464. DOI 10.1016/j.energy.2011.01.036
- [118] KABIR MR, ROOKE B, DASSANAYAKE GDM, FLECK BA (2012) Comparative life cycle energy, emission, and economic analysis of 100 kW nameplate wind power generation. *Renewable Energy* 37(1) p. 133–141. DOI 10.1016/j.renene.2011.06.003

- [119] PARIDA B, INIYAN S, GOIC R (2011) A review of solar photovoltaic technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(3) p. 1625–1636. DOI 10.1016/j.rser.2010.11.032
- [120] RAUGEI M, FRANKL P (2009) Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: Current state of the art and future outlooks. *Energy* 34(3) p. 392–399. DOI 10.1016/j.energy.2009.01.001
- [121] EUROPEAN PHOTOVOLTAIC INDUSTRY ASSOCIATION (2011) EPIA.org. Dernier accès : 05/05/2012. <http://www.epia.org/>
- [122] ITO M, KOMOTO K, KUROKAWA K (2010) Life-cycle analyses of very-large scale PV systems using six types of PV modules. *Current Applied Physics* 10(2), (Supplement) p. S271–S273. DOI 10.1016/j.cap.2009.11.028
- [123] PHOTOVOLTAIC GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM (2012). Dernier accès : 05/05/2012 <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps3/pvest.php?lang=fr&map=europe>
- [124] FTHENAKIS VM, KIM HC (2011) Photovoltaics: Life-cycle analyses. *Solar Energy* 85(8) p. 1609–1628. DOI 10.1016/j.solener.2009.10.002
- [125] LUQUE A, HEGEDUS S (2011) *Handbook of Photovoltaic Science and Engineering*. John Wiley and Sons, ISBN 978-0-470976128, 1162 p.
- [126] LLOYD B, FOREST AS (2010) The transition to renewables: Can PV provide an answer to the peak oil and climate change challenges? *Energy Policy* 38(11) p. 7378–7394. DOI 10.1016/j.enpol.2010.08.014
- [127] STOPPATO A (2008) Life cycle assessment of photovoltaic electricity generation. *Energy* 33(2) p. 224–232. DOI 10.1016/j.energy.2007.11.012
- [128] DE WILD-SCHOLTEN M, ALSEMA E (2004) Towards cleaner solar PV: Environmental and health impacts of crystalline silicon photovoltaics. *Refocus* 5 p. 46–49. DOI 10.1016/S1471-0846(04)00225-2
- [129] FTHENAKIS VM, KIM HC (2007) Greenhouse-gas emissions from solar electric- and nuclear power: A life-cycle study. *Energy Policy* 35(4) p. 2549–2557. DOI 10.1016/j.enpol.2006.06.022
- [130] FTHENAKIS VM, KIM HC (2007) CdTe photovoltaics: Life cycle environmental profile and comparisons. *Thin Solid Films* 515(15) p. 5961–5963. DOI 10.1016/j.tsf.2006.12.138
- [131] KALDELLIS JK, ZAFIRAKIS D, KONDILI E (2010) Energy pay-back period analysis of stand-alone photovoltaic systems. *Renewable Energy* 35(7) p. 1444–1454. DOI 10.1016/j.renene.2009.12.016
- [132] KANNAN R, LEONG KC, OSMAN R ET AL. (2006) Life cycle assessment study of solar PV systems: An example of a 2.7 kWp distributed solar PV system in Singapore. *Solar Energy* 80(5) p. 555–563. DOI 10.1016/j.solener.2005.04.008
- [133] KRAUTER S, RÜTHER R (2004) Considerations for the calculation of greenhouse gas reduction by photovoltaic solar energy. *Renewable Energy* 29(3) p. 345–355. DOI 10.1016/S0960-1481(03)00251-9
- [134] LALEMAN R, ALBRECHT J, DEWULF J (2011) Life Cycle Analysis to estimate the environmental impact of residential photovoltaic systems in regions with a low solar irradiation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(1) p. 267–281. DOI 10.1016/j.rser.2010.09.025
- [135] RADHI H (2010) Energy analysis of façade-integrated photovoltaic systems applied to UAE commercial buildings. *Solar Energy* 84(12) p. 2009–2021. DOI 10.1016/j.solener.2010.10.002
- [136] GARCIA-VALVERDE R, MIGUEL C, MARTÍNEZ-BÉJAR R, URBINA A (2009) Life cycle assessment study of a 4.2 kWp stand-alone photovoltaic system. *Solar Energy* 83(9) p. 1434–1445. DOI 10.1016/j.solener.2009.03.012
- [137] PACCA S, SIVARAMAN D, KEOLEIAN GA (2007) Parameters affecting the life cycle performance of PV technologies and systems. *Energy Policy* 35(6) p. 3316–3326. DOI 10.1016/j.enpol.2006.10.003
- [138] RAUGEI M, BARGIGLI S, ULGIATI S (2007) Life cycle assessment and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si. *Energy* 32(8) p. 1310–1318. DOI 10.1016/j.energy.2006.10.003

- [139] GÜRZENICH D, WAGNER HJ (2004) Cumulative energy demand and cumulative emissions of photovoltaics production in Europe. *Energy* 29(12)–(15) p. 2297–2303. DOI 10.1016/j.energy.2004.03.037
- [140] BERGER W, SIMON FG, WEIMANN K, ALSEMA EA (2010) A novel approach for the recycling of thin film photovoltaic modules. *Resources, Conservation and Recycling* 54(10) p. 711–718. DOI 10.1016/j.resconrec.2009.12.001
- [141] REBITZER G, EKVAL T, FRISCHKNECHT R ET AL. (2004) Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International* 30(5) p. 701–720. DOI 10.1016/j.envint.2003.11.005
- [142] ROUSSEAU P (1993) *Évaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, thèse de 3ème cycle.
- [143] QUERINI F, ROUSSEAU P (2012) Analyse du cycle de vie. Évaluation des impacts. *Techniques de l'ingénieur. Environnement* (G5610v2) p. 1–18.
- [144] HUIJBREGTS M, BREEDVELD L, HUPPES G ET AL. (2003) Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the world (1990 and 1995). *Journal of Cleaner Production* 11(7) p. 737–748. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00132-4
- [145] SLEESWIJK AW, VAN OERS LFCM, GUINÉE JB ET AL. (2008) Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the total environment* 390(1) p. 227–240. DOI 10.1016/j.scitotenv.2007.09.040
- [146] BENOIT V, ROUSSEAU P (2003) Aid for aggregating the impacts in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(2) p. 74–82. DOI 10.1007/BF02978430
- [147] BLANC I, LABOUZE E (1999) Analyse du cycle de vie: Évaluation de la qualité des données. *Techniques de l'ingénieur Environnement* 3(G5750) p. G5750–1.
- [148] EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE, INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (2010) *ILCD Handbook - Specific guide for life cycle inventory datasets*. European Commission, EUR 24708 EN, 142 p.
- [149] MURRAY CJL, LOPEZ AD (1997) Global mortality, disability, and the contribution of risk factors: Global Burden of Disease Study. *The Lancet* 349(9063) p. 1436–1442. DOI 10.1016/S0140-6736(96)07495-8
- [150] GUINÉE JB (2002) Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment* 7(5) p. 311–313. DOI 10.1007/BF02978897
- [151] WMO (2007) *Scientific assessment of ozone depletion: 2006*. World Meteorological Organisation, Global Ozone Research and Monitoring Project, 572 p.
- [152] DERWENT R, JENKIN M, SAUNDERS S (1996) Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. *Atmospheric Environment* 30(2) p. 181–199. DOI 10.1016/1352-2310(95)00303-G
- [153] JENKIN ME, HAYMAN GD (1999) Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *Atmospheric Environment* 33(8) p. 1275–1293. DOI 10.1016/S1352-2310(98)00261-1
- [154] JENKIN ME, SAUNDERS SM, DERWENT RG, PILLING MJ (2002) Development of a reduced speciated VOC degradation mechanism for use in ozone models. *Atmospheric Environment* 36(30) p. 4725–4734. DOI 10.1016/S1352-2310(02)00563-0
- [155] JENKIN M, UTEMBE S, DERWENT R (2008) Modelling the impact of elevated primary NO₂ and HONO emissions on regional scale oxidant formation in the UK. *Atmospheric Environment* 42(2) p. 323–336. DOI 10.1016/j.atmosenv.2007.09.021
- [156] LABOUZE E, HONORÉ C, MOULAY L ET AL. (2004) Photochemical ozone creation potentials. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9(3) p. 187–195. DOI 10.1007/BF02994193

- [157] DERWENT RG, JENKIN ME, SAUNDERS SM, PILLING MJ (1998) Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric environment* 32(14)–(15) p. 2429–2441. DOI 10.1016/S1352-2310(98)00053-3
- [158] DERWENT R, JENKIN M, SAUNDERS S ET AL. (2005) Multi-day ozone formation for alkenes and carbonyls investigated with a master chemical mechanism under European conditions. *Atmospheric Environment* 39(4) p. 627–635. DOI 10.1016/j.atmosenv.2004.10.017
- [159] DERWENT R, JENKIN M, SAUNDERS S ET AL. (2003) Photochemical ozone formation in north west Europe and its control. *Atmospheric Environment* 37(14) p. 1983–1991. DOI 10.1016/S1352-2310(03)00031-1
- [160] DERWENT R, STEVENSON D, COLLINS W, JOHNSON C (2004) Intercontinental transport and the origins of the ozone observed at surface sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38(13) p. 1891–1901. DOI 10.1016/j.atmosenv.2004.01.008
- [161] HUIJBREGTS M (1999) *Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA*. University of Amsterdam, 40 p.
- [162] FINNVEDEN G, POTTING J (1999) Eutrophication as an impact category. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4(6) p. 311–314. DOI 10.1007/BF02978518
- [163] HUIJBREGTS M (1999) Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA.
- [164] HUIJBREGTS MAJ, THISSEN U, GUINÉE J ET AL. (2000) Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* 41(4) p. 541–573. DOI 10.1016/S0045-6535(00)00030-8
- [165] HUIJBREGTS M, THISSEN U, JAGER T ET AL. (2000) Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere* 41(4) p. 575–588. DOI 10.1016/S0045-6535(00)00031-X
- [166] HAUSCHILD MZ, POTTING J (2004) *Spatial differentiation in life cycle impact assessment—the EDIP-2003 methodology. Guidelines from the Danish EPA*. Miljøstyrelsen, 149 p.
- [167] JOLLIET O, MARGNI M, CHARLES R ET AL. (2003) IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6) p. 324–330. DOI 10.1007/BF02978505
- [168] GOEDKOOP M, HOFSTETTER P, MÜLLER-WENK R, SPRIEMSMA R (1998) The Eco-indicator 98 explained. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(6) p. 352–360. DOI 10.1007/BF02979347
- [169] D. W. PENNINGTON, M. MARGNI, C. AMMANN, ET O. JOLLIET (2005) Multimedia fate and human intake modeling: spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe. *Environmental science & technology* 39(4) p. 1119–1128.
- [170] GOEDKOOP M, HEIJUNGS R, HUIJBREGTS M ET AL. (2009) *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 132 p.
- [171] CROUZET P (1999) *Nutrients in European ecosystems*. Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 978-9-291671632, 155 p.
- [172] VAN ZELM R, HUIJBREGTS MAJ, DEN HOLLANDER HA ET AL. (2008) European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* 42(3) p. 441–453. DOI 10.1016/j.atmosenv.2007.09.072
- [173] RENAULT (2009) Registration document. Renault.
- [174] EDWARDS R, MAHIEU V, GRIESEMANN JC ET AL. (2004) Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. *SAE transactions* 113(4) p. 1072–1084.

- [175] TEHRANI NEJAD A (2007) Allocation of CO₂ emissions in petroleum refineries to petroleum joint products: A linear programming model for practical application. *Energy Economics* 29(4) p. 974–997. DOI 10.1016/j.eneco.2006.11.005
- [176] GNANSOUNOU E, DAURIAT A, VILLEGAS J, PANICHELLI L (2009) Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. *Bioresource technology* 100(21) p. 4919–4930. DOI 10.1016/j.biortech.2009.05.067
- [177] LARSON ED (2006) A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector. *Energy for Sustainable Development* 10(2) p. 109–126.
- [178] MENICHETTI E, OTTO M (2008) Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a lifecycle perspective. *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use, Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment* p. 22–25.
- [179] CHERUBINI F, BIRD ND, COWIE A ET AL. (2009) Energy-and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 53(8) p. 434–447. DOI 10.1016/j.resconrec.2009.03.013
- [180] BÖRJESSON P (2009) Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective-What determines this? *Applied Energy* 86(5) p. 589–594. DOI 10.1016/j.apenergy.2008.11.025
- [181] CROEZEN H, KAMPMAN B (2009) The impact of ethanol and ETBE blending on refinery operations and GHG-emissions. *Energy Policy* 37(12) p. 5226–5238. DOI 10.1016/j.enpol.2009.07.072
- [182] LECHON Y, CABAL H, DE LA RÚA C ET AL. (2009) Energy and greenhouse gas emission savings of biofuels in Spain's transport fuel. The adoption of the EU policy on biofuels. *Biomass and Bioenergy* 33(6)–(7) p. 920–932. DOI 10.1016/j.biombioe.2009.02.001
- [183] BERNESSON S, NILSSON D, HANSSON PA (2006) A limited LCA comparing large-and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass and Bioenergy* 30(1) p. 46–57. DOI 10.1016/j.biombioe.2005.10.002
- [184] PANICHELLI L, DAURIAT A, GNANSOUNOU E (2009) Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14(2) p. 144–159. DOI 10.1007/s11367-008-0050-8
- [185] REIJNDERS L, HUIJBREGTS M (2008) Biogenic greenhouse gas emissions linked to the life cycles of biodiesel derived from European rapeseed and Brazilian soybeans. *Journal of cleaner production* 16(18) p. 1943–1948. DOI 10.1016/j.jclepro.2008.01.012
- [186] THAMSIROJ T, MURPHY J (2010) Can Rape Seed Biodiesel Meet the European Union Sustainability Criteria for Biofuels? *Energy & Fuels* 24(3) p. 1720–1730. DOI 10.1021/ef901432g
- [187] YÁÑEZ ANGARITA EE, SILVA LORA EE, DA COSTA RE, TORRES EA (2009) The energy balance in the palm oil-derived methyl ester (PME) life cycle for the cases in Brazil and Colombia. *Renewable Energy* 34(12) p. 2905–2913. DOI 10.1016/j.renene.2009.05.007
- [188] JANULIS P (2004) Reduction of energy consumption in biodiesel fuel life cycle. *Renewable energy* 29(6) p. 861–871. DOI 10.1016/j.renene.2003.10.004
- [189] ADEME, ECOBILAN (2002) Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants en France. Technical report. Ademe.
- [190] OU X, YAN X, ZHANG X (2010) Using coal for transportation in China: Life cycle GHG of coal-based fuel and electric vehicle, and policy implications. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 4(5) p. 878–887. DOI 10.1016/j.ijggc.2010.04.018
- [191] OU X, ZHANG X, CHANG S (2010) Scenario analysis on alternative fuel/vehicle for China's future road transport: Life-cycle energy demand and GHG emissions. *Energy Policy* 38(8) p. 3943–3956. DOI 10.1016/j.enpol.2010.03.018

- [192] SAMARAS C, MEISTERLING K (2008) Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from plug-in hybrid vehicles: Implications for policy. *Environmental Science & Technology* 42(9) p. 3170–3176. DOI 0.1021/es702178s
- [193] M. LEUENBERGER ET R. FRISCHKNECHT (2010) *Life Cycle Assessment of Battery Electric Vehicles and Concept Cars*. ESU-services Ltd.
- [194] LOMBARDI L (2003) Life cycle assessment comparison of technical solutions for CO₂ emissions reduction in power generation. *Energy conversion and management* 44(1) p. 93–108. DOI 10.1016/S0196-8904(02)00049-3
- [195] LENZEN M, MUNKSGAARD J (2002) Energy and CO₂ life-cycle analyses of wind turbines-review and applications. *Renewable Energy* 26(3) p. 339–362. DOI 10.1016/S0960-1481(01)00145-8
- [196] WEINZETTEL J, REENAAS M, SOLLI C, HERTWICH EG (2009) Life cycle assessment of a floating offshore wind turbine. *Renewable Energy* 34(3) p. 742–747. DOI 10.1016/j.renene.2008.04.004
- [197] KABIR MR, ROOKE B, DASSANAYAKE GDM, FLECK BA (2012) Comparative life cycle energy, emission, and economic analysis of 100 kW nameplate wind power generation. *Renewable Energy* 37(1) p. 133–141. DOI 10.1016/j.renene.2011.06.003
- [198] EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE, ET INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (ILCD Handbook - Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment, European Commission, EUR 24708 EN, 2010.
- [199] AISSANI L (2008) *Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'analyse du cycle de vie: application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence*. Thèse de 3ème cycle, Ecole des mines de St Etienne.
- [200] EKVAL T, WEIDEMA BP (2004) System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9(3) p. 161–171. DOI 10.1007/BF02994190
- [201] VIGON BW, JENSEN AA (1995) Life cycle assessment: data quality and databases practitioner survey. *Journal of Cleaner Production* 3(3) p. 135–141. DOI 10.1016/0959-6526(94)00001-H
- [202] FRISCHKNECHT R, JUNGBLUTH N, ALTHAUS HJ ET AL. (2005) The ecoinvent database: Overview and methodological framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10(1) p. 3–9. DOI 10.1065/lca2004.10.181.1
- [203] FRISCHKNECHT R, REBITZER G (2005) The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 13(13)–(14) p. 1337–1343. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.05.002
- [204] FRISCHKNECHT R (2008) The EcoInvent Database: a succes story, in *ETH Lausanne / Plenary Session*.
- [205] ECOINVENT CENTRE (2010) Ecoinvent. Dernier accès 05/05/2012. <http://www.ecoinvent.ch/>
- [206] EUROPEAN COMMISSION ET JOINT RESEARCH CENTRE (2010) ELCD core database version II. Dernier accès : 05/05/2012. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>
- [207] WANG MQ (1999) *GREET 1.5 - Transportation Fuel Cycle Model Volume 1: Methodology, Development, Use and Results*. Argonne National Laboratory, 218 p.
- [208] BURGER B, BAUER C (2007) *Windkraft*. Ecoinvent Centre, n°6 XIII, 86 p.
- [209] QUERINI F, BÉZIAT JC, MOREL S ET AL. (2011) Life cycle assessment of automotive fuels: critical analysis and recommendations on the emissions inventory in the tank to wheels stage. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16(5) p. 454–464. DOI 10.1007/s11367-011-0273-y
- [210] QUERINI F, MOREL S, BOCH V, ROUSSEAU P (2011) *Influence of driving cycles in fuel LCA*. 5th conference on society and materials (SAM5), Metz, France, 2011.

- [211] WIKIPEDIA (2012) Cycle de Beau de Rochas. Dernier accès : 05/05/2012. http://fr.wikipedia.org/wiki/Cycle_de_Beau_de_Rochas
- [212] IFPEN (2012) *Les moteurs conventionnels*.
- [213] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2010) *Size of the vehicle fleet (TERM 032)*. Dernière accès : 05/12/2010. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/size-of-the-vehicle-fleet/size-of-the-vehicle-fleet-2>
- [214] DEGOBERT P (1992) *Automobile et pollution*. Editions OPHRYS, ISBN 978-2-710806769, 491 p.
- [215] ANDRÉ M (2004) The ARTEMIS European driving cycles for measuring car pollutant emissions. *Science of The Total Environment* 334–335(0) p. 73–84. DOI 10.1016/j.scitotenv.2004.04.070
- [216] GKATZOFLIAS D, KOURIDIS C, NTZIACHRISTOS L, SAMARAS Z (2007) *COPERT 4: Computer programme to calculate emissions from road transport - user manual*. European Environment Agency, 54 p.
- [217] NTZIACHRISTOS L, SAMARAS Z (2010) *EMEP/EEA Atmospheric emissions inventory guidebook. Methodology for the calculation of exhaust emissions - SNAPs 070100-070500, NFRs 1A3bi-iv*. European Environment Agency.
- [218] QUERINI F, MOREL S, BOCH V, ROUSSEAUX P (2011) USEtox relevance as an impact indicator for automotive fuels. Application on diesel fuel, gasoline and hard coal electricity. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(16) p. 829-840. DOI 10.1007/s11367-011-0319-1
- [219] QUERINI F, MOREL S, BOCH V, ROUSSEAUX P (2011) *Global, regional and local impacts. LCA indicators for energy and mobility*. Life cycle management conference (LCM), Berlin, Allemagne, 2011.
- [220] ROSENBAUM RK, BACHMANN TM, GOLD LS ET AL. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7) p. 532–546. DOI 10.1007/s11367-008-0038-4
- [221] HAUSCHILD MZ, HUIJBREGTS M, JOLLIET O ET AL. (2008) Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: the search for harmony and parsimony. *Environmental science & technology* 42(19) p. 7032–7037. DOI 10.1021/es703145t
- [222] LE CLOIREC P (1998) *Les composés organiques volatils (COV) dans l'environnement*. Lavoisier. ISBN 978-2-743002329, 734 p.
- [223] DUFFY BL, NELSON PF, YE Y, WEEKS IA (1999) Speciated hydrocarbon profiles and calculated reactivities of exhaust and evaporative emissions from 82 in-use light-duty Australian vehicles. *Atmospheric Environment* 33(2) p. 291–307. DOI 10.1016/S1352-2310(98)00163-0
- [224] ZHENG J, SHAO M, CHE W ET AL. (2009) Speciated VOC Emission Inventory and Spatial Patterns of Ozone Formation Potential in the Pearl River Delta, China. *Environmental science & technology* 43(22) p. 8580–8586. DOI 10.1021/es901688e
- [225] CAPLAIN I, CAZIER F, NOUALI H ET AL. (2006) Emissions of unregulated pollutants from European gasoline and diesel passenger cars. *Atmospheric Environment* 40(31) p. 5954–5966. DOI 10.1016/j.atmosenv.2005.12.049
- [226] SCHAUER JJ, KLEEMAN MJ, CASS GR, SIMONEIT BRT (2002) Measurement of emissions from air pollution sources. 5. C1-C32 organic compounds from gasoline-powered motor vehicles. *Environmental science & technology* 36(6) p. 1169–1180. DOI 10.1021/es0108077
- [227] CAI H, XIE SD (2009) Tempo-spatial variation of emission inventories of speciated volatile organic compounds from on-road vehicles in China. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 9(3) p. 11051–11085. DOI 10.5194/acpd-9-11051-2009
- [228] DURBIN TD, MILLER JW, YOUNGLOVE T ET AL. (2007) Effects of fuel ethanol content and volatility on regulated and unregulated exhaust emissions for the latest technology gasoline vehicles. *Environmental science & technology* 41(11) p. 4059–4064. DOI 10.1021/es061776o

- [229] NIVEN RK (2005) Ethanol in gasoline: environmental impacts and sustainability review article. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 9(6) p. 535–555. DOI 10.1016/j.rser.2004.06.003
- [230] WHITTEN GZ, REYES S (2004) Air quality and ethanol in gasoline, in *9th Annual National Ethanol Conference: Policy & Marketing*.
- [231] MERRITT PM, ULMET V, MCCORMICK RL ET AL. (2005) Regulated and unregulated exhaust emissions comparison for three tier II non-road diesel engines operating on ethanol-diesel blends, in *2005 SAE Brasil Fuels & Lubricants Meeting*.
- [232] ZERVAS E, MONTAGNE X, LAHAYE J (1999) The influence of gasoline formulation on specific pollutant emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association* 49(11) p. 1304–1314. DOI 10.1080/10473289.1999.10463969
- [233] POULOPOULOS SG, SAMARAS DP, PHILIPPOPOULOS CJ (2001) Regulated and unregulated emissions from an internal combustion engine operating on ethanol-containing fuels. *Atmospheric environment* 35(26) p. 4399–4406. DOI 10.1016/S1352-2310(01)00248-5
- [234] HE BQ, WANG JX, HAO JM ET AL. (2003) A study on emission characteristics of an EFI engine with ethanol blended gasoline fuels. *Atmospheric Environment* 37(7) p. 949–957. DOI 10.1016/S1352-2310(02)00973-1
- [235] MACHADO CORRÊA S, ARBILLA G (2008) Carbonyl emissions in diesel and biodiesel exhaust. *Atmospheric Environment* 42(4) p. 769–775. DOI 10.1016/j.atmosenv.2007.09.073
- [236] KRAHL J, MUNACK A, SCHRÖDER O ET AL. (2003) Influence of biodiesel and different designed diesel fuels on the exhaust gas emissions and health effects. *SAE transactions* 112(4) p. 2447–2455.
- [237] PASSANT NR (2002) Speciation of UK emissions of non-methane volatile organic compounds. *AEA Technology Report ENV-0545, Culham, Abingdon, United Kingdom*, 289 p.
- [238] THELOKE J, FRIEDRICH R (2007) Compilation of a database on the composition of anthropogenic VOC emissions for atmospheric modeling in Europe. *Atmospheric Environment* 41(19) p. 4148–4160. DOI 10.1016/j.atmosenv.2006.12.026
- [239] HUIJBREGTS MAJ, MARGNI M, VAN DE MEENT D (2010) USEtox tm chemical specific database: organic version 1.01, 13 p.
- [240] T. J. DIJKMAN, M. BIRKVED, ET M. Z. HAUSCHILD (2012) PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* p. 1–14. DOI 10.1007/s11367-012-0439-2
- [241] HENDERSON AD, HAUSCHILD MZ, VAN DE MEENT D ET AL. (2011) USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment* p. 1–9. DOI 10.1007/s11367-011-0294-6
- [242] N. GANDHI, M. L. DIAMOND, D. VAN DE MEENT, M. A. . HUIJBREGTS, W. J. G. . PEIJNENBURG, ET J. GUINÉE (2010) New method for calculating comparative toxicity potential of cationic metals in freshwater: Application to copper, nickel, and zinc. *Environmental science & technology* 44(13) p. 5195–5201. DOI 10.1021/es903317a
- [243] JOLLIET O, HAUSCHILD MZ, MCKONE TE ET AL. (2007) USEtox: The UNEP-SETAC consensus model for life-cycle impacts on human health and ecosystems.
- [244] QUERINI F, MOREL S, BOCH V, ROUSSEAU P (2012) *Urban versus rural GIS-based distinction for human health impacts in LCA. Application on automotive fuels*. 6th SETAC World congress, Berlin, Allemagne, 2012.
- [245] BICKEL P, FRIEDRICH R (2005) *ExternE. Externalities of Energy. Methodology 2005 Update*, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung - IER / Universität Stuttgart, 287 p.
- [246] MAIBACH M, SCHREYER C, SUTTER D ET AL. (2008) *Handbook on estimation of external cost in the transport sector*. CE Delft, 336 p.

- [247] CENTER FOR INTERNATIONAL EARTH SCIENCE INFORMATION NETWORK (CIESIN), CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL (CIAT) (2005) *Global Rural-Urban Mapping Project, Version 1 (GRUMPv1)*, Palisades, NY: Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Columbia University.
- [248] HUMBERT S, MARSHALL JD, SHAKED S ET AL. (2011) Intake fraction for particulate matter: recommendations for life cycle impact assessment. *Environmental science & technology* 45(11) p. 4808-4816. DOI 10.1021/es103563z
- [249] QUERINI F, DAGOSTINO S, MOREL S ET AL. (2012) *Greenhouse gas emissions of electric vehicles associated with wind and photovoltaic electricity*. Renewable energy research conference (RERC), Trondheim (Norvège), 2012.
- [250] F. QUERINI, S. DAGOSTINO, S. MOREL, ET P. ROUSSEAU (2012) Greenhouse gas emissions of electric vehicles associated with wind and photovoltaic electricity. *Energy Procedia* 20 p. 391-401. DOI 10.1016/j.egypro.2012.03.038
- [251] NOTTER DA, GAUCH M, WIDMER R ET AL. (2010) Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. *Environmental science & technology* 44(17) 6550-6556, DOI 10.1021/es903729a.
- [252] MAJEAU-BETTEZ G, HAWKINS TR, STRØMMAN AH (2011) Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles. *Environmental science & technology* 45(10) p. 4548-4554. DOI 10.1021/es103607c
- [253] T. SEARCHINGER, R. HEIMLICH, R. A. HOUGHTON, F. DONG, A. ELOBEID, J. FABIOSA, S. TOKGOZ, D. HAYES, ET T. H. YU (2008) Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319(5867) p. 1238-1240. DOI 10.1126/science.1151861
- [254] T. D. SEARCHINGER, S. P. HAMBURG, J. MELILLO, W. CHAMEIDES, P. HAVLIK, D. M. KAMMEN, G. E. LIKENS, R. N. LUBOWSKI, M. OBERSTEINER, M. OPPENHEIMER, ET OTHERS (2009) Fixing a critical climate accounting error. *Science* 326(5952) p. 527-528. DOI 10.1126/science.1178797
- [255] T. D. SEARCHINGER (2010) Biofuels and the need for additional carbon. *Environmental Research Letters* 5 p. 024007. DOI doi:10.1088/1748-9326/5/2/024007
- [256] D. TILMAN, R. SOCOLOW, J. A. FOLEY, J. HILL, E. LARSON, L. LYND, S. PACALA, J. REILLY, T. SEARCHINGER, C. SOMERVILLE, ET OTHERS (2009) Beneficial biofuels—the food, energy, and environment trilemma. *Science* 325(5938) p. 270-271. DOI 10.1126/science.1177970.

Annexes



Caractéristiques des combustibles	p. 327
Paramètres externes intégrés dans GaBi	p.329
Cartographie des procédés (plans) sous GaBi	p.365
Analyses de Monte-Carlo	p.383

Caractéristiques des combustibles

Essence

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (L)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	43,2	1,34	0,864	3,17
Énergie (MJ)	0,02	1	0,03	0,020	0,07
Volume (L)	0,75	32,2	1	0,644	2,36
Carbone (kg)	1,16	50,0	1,55	1	3,67
CO ₂ (kg)	0,32	13,6	0,42	0,273	1

Gazole

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (L)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	43,1	1,20	0,861	3,16
Énergie (MJ)	0,02	1	0,03	0,020	0,07
Volume (L)	0,83	35,9	1	0,716	2,63
Carbone (kg)	1,16	50,1	1,40	1	3,67
CO ₂ (kg)	0,32	13,7	0,38	0,273	1

Houille

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (m ³)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	29,4	-	0,772	2,83
Énergie (MJ)	0,03	1	-	0,026	0,07
Volume (m ³)	-	-	1	-	-
Carbone (kg)	1,16	50,1	-	1	3,67
CO ₂ (kg)	0,32	13,7	-	0,273	1

Lignite

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (m ³)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	8,6	-	0,300	2,10
Énergie (MJ)	0,12	1	-	0,035	0,01
Volume (m ³)	-	-	1	-	-
Carbone (kg)	3,33	28,7	-	1	3,67
CO ₂ (kg)	0,91	7,8	-	0,273	1

Gaz naturel

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (m ³)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	45,1	1,27	0,694	2,55
Énergie (MJ)	2,22	1	2,81	0,016	0,06
Volume (m ³)	0,79	35,5	1	0,547	2,01
Carbone (kg)	3,33	28,7	1,83	1	3,67
CO ₂ (kg)	0,39	17,7	0,50	0,273	1

Biodiesel (carbone et CO₂ d'origine fossile uniquement)

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (m ³)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	37,0	1,10	0,050	0,18
Énergie (MJ)	0,03	1	0,03	0,001	<0,01
Volume (m ³)	0,91	33,6	1	0,046	0,17
Carbone (kg)	20,00	739,0	22,0	1	3,67
CO ₂ (kg)	5,45	20,2	5,99	0,273	1

Éthanol (carbone et CO₂ d'origine fossile uniquement)

	Masse (kg)	Énergie (MJ)	Volume (m ³)	Carbone (kg)	CO ₂ (kg)
Masse (kg)	1	26,8	1,27	0,000	0,00
Énergie (MJ)	0,04	1	0,05	0,000	0,00
Volume (m ³)	0,79	21,2	1	0,000	0,00
Carbone (kg)	0,00	0,0	0,00	1	0,00
CO ₂ (kg)	0,00	0,0	0,00	0,273	1

Paramètres externes GaBi 4

GaBi 4 permet de faire appel à des paramètres afin d'utiliser des formules liant produits entrant et émissions et produits sortant d'un procédé. Certains de ces paramètres peuvent être utilisés par plusieurs procédés et par conséquent être extérieurs à ces derniers. Leur modification s'effectue dans la fenêtre paramètres extérieurs de GaBi 4. Ces différents paramètres sont regroupés ici.

Émissions atmosphériques (combustion, fuites, évaporation)

Nom complet : *Emissions factors : Biomasse for heat and electricity*

Nom de la série : BIO_HEA

Description : émissions des technologies de combustion de la biomasse pour produire de la chaleur ou de l'électricité

Nom	Valeur	Commentaire
As	9,50E-09	[kg / MJ] As emissions / Corinair 2009
Benzoapyrene	1,12E-09	[kg / MJ] benzo[a]pyrene emissions / Corinair 2009
Benzobfluoranthene	4,00E-11	[kg / MJ] benzo[b]fluoranthene emissions / Corinair 2009
Benzokfluoranthene	2,00E-11	[kg / MJ] benzo[k]fluoranthene emissions / Corinair 2009
Cd	1,80E-09	[kg / MJ] Cd emissions / Corinair 2009
CO	0,000258	[kg / MJ] CO emissions / Corinair 2009
Cr	9,00E-09	[kg / MJ] Cr emissions / Corinair 2009
Cu	2,10E-08	[kg / MJ] Cu emissions / Corinair 2009
Hg	1,50E-09	[kg / MJ] Hg emissions / Corinair 2009
Indenopyrene	3,70E-08	[kg / MJ] indeno(1,2,3)[c,d] emissions / Corinair 2009
Ni	1,40E-08	[kg / MJ] Ni emissions / Corinair 2009
NMVOG	7,30E-06	[kg / MJ] NMVOG emissions / Corinair 2009
NOx	0,000211	[kg / MJ] NOx emissions / Corinair 2009
Pb	2,10E-08	[kg / MJ] Pb emissions / Corinair 2009
PCDD	6,00E-11	[kg / MJ] PCDD emissions / Corinair 2009
PM10	3,80E-05	[kg / MJ] PM10 emissions / Corinair 2009
PM25	3,30E-05	[kg / MJ] PM2.5 emissions / Corinair 2009
Se	1,20E-09	[kg / MJ] Se emissions / Corinair 2009
Zn	1,10E-05	[kg / MJ] SOX emissions / Corinair 2009
VOC_22dimethylbutane	0,00118	[/] 2,2-dimethylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_22dimethylpropane	0,00614	[/] 2,2-dimethylpropane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_23dimethylbutane	0,00155	[/] 2,3-dimethylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylbutane	0,08448	[/] 2-methylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylpentane	0,00527	[/] 2-methylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_3methylpentane	0,00357	[/] 3-methylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_benzene	0,09091	[/] Benzene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_butane	0,20455	[/] Butane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_cyclohexane	0,02273	[/] Cyclohexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_formaldehyde	0,18182	[/] Formaldehyde emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_hexane	0,01116	[/] Hexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_pentane	0,2503	[/] Pentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_propane	0,09091	[/] Propane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_toluene	0,04545	[/] Toluene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
Zn	1,81E-07	[kg / MJ] Zn emissions / Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors : Hard coal – boiler for electricity*

Nom de la série : COA_DEF

Description : émissions de la combustion du charbon en chaudière (électricité et chaleur)

Nom	Valeur	Commentaire
As	8,00E-09	[kg / MJ] Arsenic emissions / Corinair 2009
Benzoapyrene	7,00E-13	[kg / MJ] Benzo[a]pyrene emissions / Corinair 2009
Cd	1,00E-09	[kg / MJ] Cadmium emissions / Corinair 2009
CO	0,00015	[kg / MJ] Carbon monoxide emissions / Corinair 2009
Cr	5,00E-09	[kg / MJ] Chromium emissions / Corinair 2009
Cu	4,80E-09	[kg / MJ] Copper emissions / Corinair 2009
HCB	6,20E-13	[kg / MJ] HCB emissions / Corinair 2009
Hg	1,60E-09	[kg / MJ] Mercury emissions / Corinair 2009
Indeno123cdpyrene	1,20E-12	[kg / MJ] Indeno[1,2,3-c.d]pyrene emissions / Corinair 2009
Ni	2,40E-09	[kg / MJ] Nickel emissions / Corinair 2009
NMVOC	1,20E-06	[kg / MJ] NMVOC emissions / Corinair 2009
NOx	0,00031	[kg / MJ] Nitrogen oxydes emissions / Corinair 2009
Pb	8,10E-09	[kg / MJ] Lead emissions / Corinair 2009
PCB	1,70E-10	[kg / MJ] PCB emissions / Corinair 2009
PCDD	1,00E-11	[kg / MJ] PCDD emissions / Corinair 2009
PM10	2,00E-05	[kg / MJ] PM10 emissions / Corinair 2009
PM25	9,00E-06	[kg / MJ] PM2.5 emissions / Corinair 2009
Se	2,50E-08	[kg / MJ] Selenium emissions / Corinair 2009
SOx	8,20E-04	[kg / MJ] Sulphur dioxide emissions / Corinair 2009
SOx_abatement	1,45E-04	[kg / MJ] SOx emissions with abatement technology / EMEP EEA 2009
TSP	3,00E-05	[kg / MJ] Total Suspended Particulate emissions / Corinair 2009
VOC_1butene	1,00E-02	[-] 1-butene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1decene	3,00E-02	[-] 1-decene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1heptene	4,00E-02	[-] 1-heptene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1hexene	0,04	[-] 1-hexene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_24dimethylpentane	6,00E-02	[-] 2,4-dimethylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylbutane	1,00E-02	[-] 2-methylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_butane	1,00E-02	[-] Butane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_cis2pentene	1,00E-02	[-] Cis-2-pentene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_ethane	2,00E-02	[-] Ethane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_ethylbenzene	1,10E-01	[-] Ethylbenzene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_heptane	0,02	[-] Heptane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_hexane	0,09	[-] Hexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_mxylylene	0,39	[-] Meta-xylene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_oxylene	0,09	[-] Ortho-xylene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_propane	0,02	[-] Propane emissions AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_toluene	0,06	[-] Toluene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
Zn	1,90E-08	[kg / MJ] Zinc emissions / Corinair 2009

Nom complet : Emissions factors : Diesel in stationary engine

Nom de la série : DIE_ENG

Description : émissions des moteurs Diesel stationnaires (groupes électrogènes)

Nom	Valeur	Commentaire
As	1,80E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Benzoapyrene	1,20E-10	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Benzobfluoranthene	5,00E-10	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Benzokfluoranthene	1,00E-10	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Cd	1,40E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
CH4	0,00E+00	
CO	3,85E-04	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Cr	1,40E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Cu	2,70E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Hg	1,40E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009

Indenopyrene	1,90E-10	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
N2O	0	
Ni	1,40E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
NMVOG	3,70E-05	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
NOx	1,45E-03	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Pb	4,07E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
PM10	2,20E-05	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
PM25	2,17E-05	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Se	6,80E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
SOx	4,60E-05	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009
Zn	1,30E-09	[kg / MJ] EMEP/ EEA emission inventory guidebook 2009

Nom complet : *Emissions factors : Marine Diesel - Medium to large ship engine*

Nom de la série : DIE_ship

Description : émissions des moteurs de bateau fonctionnant au gazole.

Nom	Valeur	Commentaire
As	5,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Benzoapyrene	0,00E+00	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Benzofluoranthene	2,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cd	1,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
CO	7,40E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cr	4,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cu	5,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Hg	5,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Indenopyrene	1,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Ni	7,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
NMVOG	2,40E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
NOx	7,20E-02	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Pb	1,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
PM10	1,10E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
PM25	1,10E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Se	2,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Zn	5,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009

Nom complet : *Emissions factors : Diesel – Long haul train*

Nom de la série : DIE_train

Description : émissions des moteurs de train fonctionnant au gazole

Nom	Valeur	Commentaire
CH4	1,82E-04	[kg / kg] Corinair 2009
CO	1,80E-02	[kg / kg] Corinair 2009
N2O	2,40E-05	[kg / kg] Corinair 2009
NH3	1,00E-05	[kg / kg] Corinair 2009
NMVOG	4,80E-03	[kg / kg] Corinair 2009
NOx	6,30E-02	[kg / kg] Corinair 2009
PM10	1,20E-03	[kg / kg] Corinair 2009
PM25	1,10E-03	[kg / kg] Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors : Euro standards*

Nom de la série : EUR_STD

Description : seuils d'émissions réglementés des différentes normes Euro

Nom	Valeur	Commentaire
CO_E2D	1,00E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 2
CO_E2G	2,20E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 2
CO_E3D	6,40E-04	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 3

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

CO_E3G	2,20E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 3
CO_E4D	5,00E-04	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 4
CO_E4G	1,00E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 4
CO_E5D	0,0005	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 5
CO_E5G	1,00E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 5
CO_E6D	5,00E-04	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 6
CO_E6G	1,00E-03	[kg / km] Emissions de CO, norme Euro 6
HC_E2D	1,50E-04	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 2
HC_E2G	5,00E-04	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 2
HC_E3D	6,00E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 3
HC_E3G	2,00E-04	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 3
HC_E4D	5,00E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 4
HC_E4G	1,00E-04	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 4
HC_E5D	5,00E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 5
HC_E5G	6,80E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 5
HC_E6D	9,00E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 6
HC_E6G	6,80E-05	[kg / km] Emissions de COV, norme Euro 6
NOx_E2D	7,50E-04	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 2
NOx_E2G	2,50E-04	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 2
NOx_E3D	5,00E-04	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 3
NOx_E3G	1,50E-04	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 3
NOx_E4D	2,50E-04	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 4
NOx_E4G	8,00E-05	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 4
NOx_E5D	0,00018	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 5
NOx_E5G	6,00E-05	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 5
NOx_E6D	8,00E-05	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 6
NOx_E6G	6,00E-05	[kg / km] Emissions de NOx, norme Euro 6
PM_E2D	0,0001	[kg / km] Emissions de PM, norme Euro 2
PM_E3D	5,00E-05	[kg / km] Emissions de PM, norme Euro 3
PM_E4D	2,50E-05	[kg / km] Emissions de PM, norme Euro 4
PM_E5D	5,00E-06	[kg / km] Emissions de PM, norme Euro 5
PM_E6D	5,00E-06	[kg / km] Emissions de PM, norme Euro 6

Nom complet : Emissions factors : HFO in refinery furnace

Nom de la série : HFO_furnace

Description : combustion du fioul lourd dans les fours utilisés dans les raffineries

Nom	Valeur	Commentaire
Ar	1,50E-08	[kg / MJ] Corinair 2009
As	4,00E-09	[kg / MJ] Corinair 2009
Cd	1,20E-09	[kg / MJ] Corinair 2009
CO	1,50E-05	[kg / MJ] Corinair 2009
Cr	1,20E-08	[kg / MJ] Corinair 2009
Cu	1,20E-08	[kg / MJ] Corinair 2009
Hg	1,10E-10	[kg / MJ] Corinair 2009
Ni	1,03E-06	[kg / MJ] Corinair 2009
NMVOC	2,30E-06	[kg / MJ] Corinair 2009
NOx	0,000125	[kg / MJ] Corinair 2009
Pb	4,60E-09	[kg / MJ] Corinair 2009
PM10	2,00E-05	[kg / MJ] Corinair 2009
PM25	1,50E-05	[kg / MJ] Corinair 2009
SOx	0,000485	[kg / MJ] Corinair 2009
SOx_abatement	0,0001132	[kg / MJ] SOx emissions with abatement technology / EMEP
VOC_acetone	0,31461	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_butane	0,1573	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_formaldehyde	0,47191	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_hexane	0,05618	[-] AEAT/ENV/R/0545
Zn	4,90E-08	[kg / MJ] Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors : HFO – Medium to large ship engine*

Nom de la série : HFO_ship

Description : émissions des moteurs de bateau fonctionnant au fioul lourd (*heavy fuel oil*, HFO).

Nom	Valeur	Commentaire
As	5,00E-04	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Benzoapyrene	0,00E+00	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Benzofluoranthene	2,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cd	3,00E-05	[[kg / kg] EMEP/EEA 2009
CO	7,40E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cr	2,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Cu	5,00E-04	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Hg	2,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Indenopyrene	1,00E-08	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Ni	3,00E-05	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
NMVOC	2,40E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
NOx	7,20E-02	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Pb	2,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
PM10	6,70E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
PM25	6,70E-03	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Se	4,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009
Zn	9,00E-07	[kg / kg] EMEP/EEA 2009

Nom complet : *Emissions factors - HFO in tanker*

Nom de la série : HFO_TAN

Description : émissions des moteurs de tanker fonctionnant au fioul lourd + spéciation des COV pour la série HFO_ship

Nom	Valeur	Commentaire
As	6,80E-07	[kg / kg] Corinair 2009
Cd	2,00E-08	[kg / kg] Corinair 2009
CO	7,40E-03	[kg / kg] Corinair 2009
Cr	7,20E-07	[kg / kg] Corinair 2009
Cu	1,25E-06	[kg / kg] Corinair 2009
Hg	2,00E-08	[kg / kg] Corinair 2009
Ni	3,20E-05	[kg / kg] Corinair 2009
NMVOC	2,70E-03	[kg / kg] Corinair 2009
NOx	7,93E-02	[kg / kg] Corinair 2009
Pb	1,80E-07	[kg / kg] Corinair 2009
PM10	6,20E-03	[kg / kg] Corinair 2009
PM25	5,60E-03	[kg / kg] Corinair 2009
Se	2,10E-07	[kg / kg] Corinair 2009
SOx	0,02	[kg / kg] Corinair 2009
VOC_123Trimethylbenzene	0,015	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_124Trimethylbenzene	0,01	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_135Trimethylbenzene	0,01	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_1Butene	0,005	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_1Hexene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_1Pentene	5,00E-03	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_3Methyl1butene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Benzene	0,195	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Butane	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_cis2butene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_cis2Pentene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Decane	0,125	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Dodecane	0,07	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Ethane	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

Nom	Valeur	Commentaire
VOC_Ethene	0,125	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Ethylbenzene	0,005	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Ethyne	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Hexane	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Isobutene	0,095	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Nonane	0,05	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_oXylene	0,01	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Pentane	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Propadiene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Propane	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Propene	0,04	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Propyne	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Toluene	0,1	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_trans2Butene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_trans2Pentene	0	[-] EMEP / CORINAIR 2009
VOC_Undecane	0,084	[-] EMEP / CORINAIR 2009
Zn	1,20E-06	[kg / kg] Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors - Lignite - boiler for electricity*

Nom de la série : LIG_def

Description : émissions liées à la combustion du lignite dans un chaudière (production de chaleur ou d'électricité)

Nom	Valeur	Commentaire
As	1,72E-08	[kg / MJ] Arsenic emissions / Corinair 2009
Benzoapyrene	1,60E-12	[kg / MJ] Benzo[a]pyrene emissions / Corinair 2009
Cd	2,10E-09	[kg / MJ] Cadmium emissions / Corinair 2009
CO	0,000113	[kg / MJ] Carbon monoxide emissions / Corinair 2009
Cr	1,09E-08	[kg / MJ] Chromium emissions / Corinair 2009
Cu	4,80E-09	[kg / MJ] Copper emissions / Corinair 2009
HCB	6,20E-13	[kg / MJ] HCB emissions / Corinair 2009
Hg	3,50E-09	[kg / MJ] Mercury emissions / Corinair 2009
Indeno123cdpyrene	2,60E-12	[kg / MJ] Indeno[1,2,3-c.d]pyrene emissions / Corinair 2009
Ni	1,18E-08	[kg / MJ] Nickel emissions / Corinair 2009
NMVOC	1,70E-06	[kg / MJ] NMVOC emissions / Corinair 2009
NOx	0,00036	[kg / MJ] Nitrogen oxydes emissions / Corinair 2009
Pb	1,76E-08	[kg / MJ] Lead emissions / Corinair 2009
PCB	1,70E-10	[kg / MJ] PCB emissions / Corinair 2009
PCDD	1,00E-11	[kg / MJ] PCDD emissions / Corinair 2009
PM10	2,00E-05	[kg / MJ] PM10 emissions / Corinair 2009
PM25	9,00E-06	[kg / MJ] PM2.5 emissions / Corinair 2009
Se	5,46E-08	[kg / MJ] Selenium emissions / Corinair 2009
SOx	8,20E-04	[kg / MJ] Sulphur dioxide emissions / Corinair 2009
TSP	3,00E-05	[kg / MJ] Total Suspended Particulate emissions / Corinair 2009
VOC_1butene	1,00E-02	[-] 1-butene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1decene	3,00E-02	[-] 1-decene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1heptene	4,00E-02	[-] 1-heptene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_1hexene	4,00E-02	[-] 1-hexene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_24dimethylpentane	6,00E-02	[-] 2,4-dimethylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylbutane	1,00E-02	[-] 2-methylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_butane	1,00E-02	[-] Butane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_cis2pentene	0,01	[-] Cis-2-pentene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_ethane	0,02	[-] Ethane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_ethylbenzene	0,11	[-] Ethylbenzene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_heptane	0,02	[-] Heptane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_hexane	0,09	[-] Hexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_mxylene	0,39	[-] Meta-xylene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002

Nom	Valeur	Commentaire
VOC_oxylyene	9,00E-02	[-] Ortho-xylene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_propane	0,02	[-] Propane emissions AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_toluene	0,06	[-] Toluene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
Zn	4,60E-09	[kg / MJ] Zinc emissions / Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors : Natural gas in boiler*

Nom de la série : NGA_BOI

Description : émissions liées à la combustion du gaz naturel en chaudière

Nom	Valeur	Commentaires
As	9,00E-11	[kg / MJ] As emissions / Corinair 2009
benzoapyrene	6,00E-13	[kg / MJ] benzo[a]pyrene emissions / Corinair 2009
benzobfluoranthene	8,00E-13	[kg / MJ] benzo[b]fluoranthene emissions / Corinair 2009
benzokfluoranthene	8,00E-13	[kg / MJ] benzo[k]fluoranthene emissions / Corinair 2009
Cd	5,00E-10	[kg / MJ] Cd emissions / Corinair 2009
CO	3,90E-05	[kg / MJ] CO emissions / Corinair 2009
Cr	7,00E-10	[kg / MJ] Cr emissions / Corinair 2009
Cu	4,00E-10	[kg / MJ] Cu emissions / Corinair 2009
Hg	1,00E-10	[kg / MJ] Hg emissions / Corinair 2009
indeno123cdpyrene	8,00E-13	[kg / MJ] indeno(1,2,3)[c,d] emissions / Corinair 2009
Ni	1,00E-09	[kg / MJ] Ni emissions / Corinair 2009
NMVOG	1,50E-06	[kg / MJ] NMVOG emissions / Corinair 2009
NOx	8,90E-05	[kg / MJ] NOx emissions / Corinair 2009
Pb	2,00E-10	[kg / MJ] Pb emissions / Corinair 2009
PCDD	5,00E-16	[kg / MJ] PCDD emissions / Corinair 2009
PM10	9,00E-07	[kg / MJ] PM10 emissions / Corinair 2009
PM25	9,00E-07	[kg / MJ] PM2.5 emissions / Corinair 2009
Se	1,00E-11	[kg / MJ] Se emissions / Corinair 2009
SOx	3,00E-07	[kg / MJ] SOX emissions / Corinair 2009
VOC_22dimethylbutane	0,00118	[/] 2,2-dimethylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_22dimethylpropane	6,14E-03	[/] 2,2-dimethylpropane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_23dimethylbutane	1,55E-03	[/] 2,3-dimethylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylbutane	8,45E-02	[/] 2-methylbutane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_2methylpentane	5,27E-03	[/] 2-methylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_3methylpentane	3,57E-03	[/] 3-methylpentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_benzene	9,09E-02	[/] Benzene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_butane	2,05E-01	[/] Butane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_cyclohexane	2,27E-02	[/] Cyclohexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_formaldehyde	1,82E-01	[/] Formaldehyde emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_hexane	1,12E-02	[/] Hexane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_pentane	2,50E-01	[/] Pentane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_propane	9,09E-02	[/] Propane emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_toluene	4,55E-02	[/] Toluene emissions / AEAT/ENV/R/0545 2002
Zn	1,40E-08	[kg / MJ] Zn emissions / Corinair 2009

Nom complet : *Emissions factors : Natural gas in stationary reciprocating engine*

Nom de la série : NGA_ENG

Description : émissions liées à la combustion du gaz naturel dans les moteurs stationnaires

Nom	Valeur	Commentaires
As	9,00E-11	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
benzoapyrene	2,70E-12	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
benzobfluoranthene	1,80E-11	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
benzokfluoranthene	2,00E-12	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Cd	5,00E-10	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
CO	4,07E-04	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Cr	7,00E-10	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

Cu	4,00E-10	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Hg	1,00E-10	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
indeno123cdpyrene	4,70E-12	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Ni	1,00E-09	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
NMVOG	4,60E-05	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
NOx	1,42E-03	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Pb	2,00E-10	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
PM10	1,50E-06	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
PM25	1,50E-06	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
Se	1,00E-11	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
SOx	3,00E-07	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
TSP	1,50E-06	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009
VOC_123trimethylbenzene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2002
VOC_124trimethylbenzene	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2003
VOC_135trimethylbenzene	8,60E-04	AEAT/ENV/R/0545 2004
VOC_1heptene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2005
VOC_1nonene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2006
VOC_1octene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2007
VOC_1pentene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2008
VOC_22dimethylbutane	4,70E-04	AEAT/ENV/R/0545 2009
VOC_22dimethylpropane	1,70E-04	AEAT/ENV/R/0545 2010
VOC_23dimethylbutane	6,00E-05	AEAT/ENV/R/0545 2011
VOC_24dimethylpentane	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2012
VOC_2ethyltoluene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2013
VOC_2methyl1pentene	8,60E-04	AEAT/ENV/R/0545 2014
VOC_2methyl2butene	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2015
VOC_2methylbutane	2,30E-03	AEAT/ENV/R/0545 2016
VOC_2methylpentane	2,00E-04	AEAT/ENV/R/0545 2017
VOC_2methylpropanal	8,60E-04	AEAT/ENV/R/0545 2018
VOC_2methylpropane	0,02108	AEAT/ENV/R/0545 2019
VOC_3ethyltoluene	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2020
VOC_3methylheptane	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2021
VOC_3methylhexane	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2022
VOC_3methylpentane	0,00099	AEAT/ENV/R/0545 2023
VOC_acetaldehyde	0,00129	AEAT/ENV/R/0545 2024
VOC_benzene	4,72E-03	AEAT/ENV/R/0545 2025
VOC_butane	0,05142	AEAT/ENV/R/0545 2026
VOC_C10alkanes	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2027
VOC_C10aromatics	4,30E-04	AEAT/ENV/R/0545 2028
VOC_C7alkanes	0,00172	AEAT/ENV/R/0545 2029
VOC_C8alkanes	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2030
VOC_C9alkanes	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2031
VOC_C9alkenes	0,00172	AEAT/ENV/R/0545 2032
VOC_cis2butene	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2033
VOC_cyclohexane	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2034
VOC_cyclopentane	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2035
VOC_decane	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2036
VOC_ethane	0,6006	AEAT/ENV/R/0545 2037
VOC_ethylbenzene	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2038
VOC_ethylene	0,02703	AEAT/ENV/R/0545 2039
VOC_formaldehyde	0,03475	AEAT/ENV/R/0545 2040
VOC_heptane	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2041
VOC_hexane	0,00128	AEAT/ENV/R/0545 2042
VOC_methylcyclohexane	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2043
VOC_methylcyclopentane	0,00172	AEAT/ENV/R/0545 2044
VOC_methylpropene	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2045
VOC_mxylene	0,0008	AEAT/ENV/R/0545 2046
VOC_nonane	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2047

VOC_octane	0,00086	AEAT/ENV/R/0545 2048
VOC_oxylene	0,00064	AEAT/ENV/R/0545 2049
VOC_pentane	8,68E-03	AEAT/ENV/R/0545 2050
VOC_propane	0,12484	AEAT/ENV/R/0545 2051
VOC_propylene	0,0725	AEAT/ENV/R/0545 2052
VOC_pxylylene	0,00028	AEAT/ENV/R/0545 2053
VOC_toluene	0,00172	AEAT/ENV/R/0545 2054
VOC_trans2butene	0,00558	AEAT/ENV/R/0545 2055
VOC_trans2pentene	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2056
VOC_undecane	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2057
VOC_unspeciatedhydrocarbons	0,00043	AEAT/ENV/R/0545 2058
Zn	1,40E-08	[kg / MJ] EMEP/EEA 2009

Nom complet : Emissions factors : *Natural gas flared*

Nom de la série : NGA_flare

Description : émissions liées au torchage du gaz naturel

Nom	Valeur	Commentaires
CH4	1,23E-07	[kg / MJ] GREET 2008
CO	1,67E-05	[kg / MJ] GREET 2008
N2O	1,99E-07	[kg / MJ] GREET 2008
NMVOG	4,76E-05	[kg / MJ] GREET 2008
NOx	3,01E-05	[kg / MJ] GREET 2008
PM10	1,25E-06	[kg / MJ] GREET 2008
SOx	2,93E-07	[kg / MJ] GREET 2008
VOC_ethane	2,50E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_formaldehyde	3,75E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_propane	3,75E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545

Nom complet : Emissions factors : *Natural gas in turbine*

Nom de la série : NGA_TUR

Description : émissions liées à la combustion du gaz naturel en turbine

Nom	Valeur	Commentaires
As	1,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Benzoapyrene	6,00E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Benzobfluoranthene	8,00E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Benzokfluoranthene	8,00E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cd	5,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
CO	3,90E-05	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cr	7,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cu	4,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Hg	1,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Indeno123cdpyrene	8,00E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Ni	1,00E-09	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
NMVOG	1,00E-06	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
NOx	1,53E-04	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Pb	2,00E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
PM10	9,00E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
PM25	9,00E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Se	1,00E-11	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
SOx	3,00E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
TSP	9,00E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
VOC_22dimethylbutane	1,18E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_22dimethylpropane	0,0614	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_23dimethylbutane	1,55E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_2methylbutane	8,45E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_2methylpentane	5,27E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_3methylpentane	3,57E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_benzene	9,09E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_butane	2,05E-01	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_cyclohexane	2,27E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_formaldehyde	1,82E-01	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_hexane	1,16E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_pentane	2,50E-01	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_propane	9,09E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
VOC_toluene	4,55E-02	[-] AEAR/ENV/R/0545 35 0003 (2002)
Zn	1,40E-08	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)

Nom complet : Emissions factors : Refinery gas in refinery furnace

Nom de la série : RF_furnace

Description : émissions liées à la combustion du gaz de raffinerie dans les fours de raffinerie

Nom	Valeur	Commentaires
As	3,40E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
benzoapyrene	6,70E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
benzobfluoranthene	1,10E-12	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
benzokfluoranthene	6,30E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cd	7,10E-10	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
CO	3,90E-05	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cr	2,70E-09	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Cu	2,20E-09	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Hg	9,00E-11	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
indenopyrene	6,30E-13	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Ni	3,60E-09	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
NMVOC	2,60E-06	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
NOx	6,00E-05	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
Pb	1,80E-09	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
PM10	8,90E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
PM25	8,90E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
SOx	3,00E-07	[kg / MJ] EMEP / EEA (2009)
VOC_2methylpropane	4,76E-02	2-methylpropane [-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_butane	2,50E-01	Butane [-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_ethane	2,26E-01	Ethane [-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_formaldehyde	8,23E-02	Formaldehyde [-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_propane	0,20455	Propane [-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_propylene	1,89E-01	Propylene [-] AEAT/ENV/R/0545

Nom complet : Emissions factors - VOC speciation for crude oil extraction

Nom de la série : VOC_cru

Description : composition des COV émis lors de l'extraction du pétrole brut

Nom	Valeur	Commentaires
benzene	1,61E-03	AEAT/ENV/R/0545
butane	1,19E-01	AEAT/ENV/R/0546
cycloheptane	2,58E-02	AEAT/ENV/R/0547
cyclooctane	9,68E-03	AEAT/ENV/R/0548
dimethylbutane22	8,30E-03	AEAT/ENV/R/0549
dimethylbutane23	1,09E-02	AEAT/ENV/R/0550
dimethylpropane22	2,71E-03	AEAT/ENV/R/0551
ethane	1,03E-01	AEAT/ENV/R/0552
heptane	1,87E-01	AEAT/ENV/R/0553
hexane	7,84E-02	AEAT/ENV/R/0554
methylbutane2	3,10E-02	AEAT/ENV/R/0555
methylpentane2	3,71E-02	AEAT/ENV/R/0556
methylpentane3	2,51E-02	AEAT/ENV/R/0557

methylpropane2	6,18E-03	AEAT/ENV/R/0558
octane	1,40E-01	AEAT/ENV/R/0559
pentane	5,03E-02	AEAT/ENV/R/0560
propane	1,63E-01	AEAT/ENV/R/0561

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation conventional Diesel*

Nom de la série : VOC_DCO

Description : composition des COV lors de la combustion du gazole sans dépollution, applicable au moteur diesel stationnaire.

Nom	Valeur	Commentaires
ALA_2methylheptane	1,19E-03	[-] Emissions of 2-methylheptane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_2methylhexane	4,45E-03	[-] Emissions of 2-methylhexane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_3methylheptane	1,98E-03	[-] Emissions of 3-methylheptane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_3methylhexane	2,17E-03	[-] Emissions of 3-methylhexane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_alkanesC10C12	2,12E-02	[-] Emissions of unspecified alkanes C10 - C12 (alkane) / COPERT
ALA_alkanesC13	1,77E-01	[-] Emissions of unspecified alkanes C>13 (alkane) / COPERT Project
ALA_butane	1,09E-03	[-] Emissions of butane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_cycloalkanes	6,42E-03	[-] Emissions of cycloalkanes (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_decane	1,17E-02	[-] Emissions of decane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_ethane	3,26E-03	[-] Emissions of ethane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_heptane	1,98E-03	[-] Emissions of heptane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_isobutane	6,92E-04	[-] Emissions of isobutane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_isopentane	5,14E-03	[-] Emissions of isopentane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_nonane	6,62E-03	[-] Emissions of nonane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_octane	2,47E-03	[-] Emissions of octane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_pentane	3,95E-04	[-] Emissions of pentane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALA_propane	1,09E-03	[-] Emissions of propane (alkane) / COPERT Project (2010)
ALD_acetaldehyde	6,39E-02	[-] Emissions of acetaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_acrolein	3,54E-02	[-] Emissions of acrolein (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_benzaldehyde	8,50E-03	[-] Emissions of benzaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_butyraldehyde	8,40E-03	[-] Emissions of butyraldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_crotonaldehyde	0,0109	[-] Emissions of crotonaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_formaldehyde	1,19E-01	[-] Emissions of formaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_hexanal	1,58E-03	[-] Emissions of hexanal (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_isobutanaldehyde	2,06E-02	[-] Emissions of isobutanaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_ivaleraldehyde	1,09E-03	[-] Emissions of i-valeraldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_methacrolein	7,61E-03	[-] Emissions of methacrolein (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_mtolualdehyde	3,36E-03	[-] Emissions of m-tolualdehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_otolualdehyde	2,37E-03	[-] Emissions of o-tolualdehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_propionaldehyde	1,75E-02	[-] Emissions of propionaldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_ptolualdehyde	3,46E-03	[-] Emissions of p-tolualdehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALD_valeraldehyde	4,05E-03	[-] Emissions of valeraldehyde (aldehyde) / COPERT Project (2010)
ALE_13butadiene	9,59E-03	[-] Emissions of 1,3-butadiene (alkene) / COPERT Project (2010)
ALE_2butene	5,14E-03	[-] Emissions of 2-butene (alkene) / COPERT Project (2010)
ALE_ethylene	1,08E-01	[-] Emissions of ethylene (alkene) / COPERT Project (2010)
ALE_isobutene	1,10E-02	[-] Emissions of isobutene (alkene) / COPERT Project (2010)
ALE_propylene	3,56E-02	[-] Emissions of propylene (alkene) / COPERT Project (2010)
ALI_acetylene	0,0231	[-] Emissions of acetylene (alkyne) / COPERT Project (2010)
ARO_123trimethylbenzene	0,00247	[-] Emissions of 1,2,3-trimethylbenzene (aromatic) / COPERT Project
ARO_124trimethylbenzene	0,00563	[-] Emissions of 1,2,4-trimethylbenzene (aromatic) / COPERT Project
ARO_135trimethylbenzene	0,00306	[-] Emissions of 1,3,5-trimethylbenzene (aromatic) / COPERT Project
ARO_aromaticsC10	0	[-] Emissions of unspecified aromatics C10 (aromatic) / COPERT
ARO_aromaticsC13	0,132	[-] Emissions of unspecified aromatics C>13 (aromatic) / COPERT
ARO_aromaticsC9	7,71E-03	[-] Emissions of unspecified aromatics C9 (aromatic) / COPERT Project
ARO_benzene	0,0196	[-] Emissions of benzene (aromatic) / COPERT Project (2010)
ARO_ethylbenzene	0,00287	[-] Emissions of ethylbenzene (aromatic) / COPERT Project (2010)
ARO_mpxylene	6,03E-03	[-] Emissions of m.p-xylene (aromatic) / COPERT Project (2010)

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

ARO_oxylene	0,00267	[-] Emissions of o-xylene (aromatic) / COPERT Project (2010)
ARO_styrene	0,00366	[-] Emissions of styrene (aromatic) / COPERT Project (2010)
ARO_toluene	0,00682	[-] Emissions of toluene (aromatic) / COPERT Project (2010)
Dioxins	1,10E-11	[-] Emissions of dioxins / COPERT Project (2010)
Furans	1,10E-11	[-] Emissions of furans / COPERT Project (2010)
KET_acetone	290	[-] Emissions of acetone (ketone) / COPERT Project (2010)
KET_methylketone	119	[-] Emissions of methylketone (ketone) / COPERT Project (2010)
PAH_36dimethylphenanthrene	3,35E-05	[-] Emissions of 3,6-fimethylphenanthrene (PAH) / COPERT Project
PAH_acenaphthene	0,000381	[-] Emissions of acenaphthene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_acenaphthylene	0,000285	[-] Emissions of acenaphthylene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_anthanthrene	1,32E-06	[-] Emissions of anthanthrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_anthracene	2,62E-05	[-] Emissions of anthracene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzoanthracene	3,30E-05	[-] Emissions of benzo[a]anthracene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzoapyrene	0,000281	[-] Emissions of benzo[a]pyrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzobfluoranthene	2,14E-05	[-] Emissions of benzo[b]fluoranthene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzobfluorene	0,00016	[-] Emissions of benzo[b]fluorene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzoepyrene	7,40E-05	[-] Emissions of benzo[e]pyrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzoghhiperylene	3,82E-05	[-] Emissions of benzo[ghi]perylene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzofluoranthene	2,64E-06	[-] Emissions of benzo[j]fluoranthene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_benzokfluoranthene	1,68E-05	[-] Emissions of benzo[k]fluoranthene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_chrysene	5,45E-05	[-] Emissions of chrysene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_coronene	6,04E-07	[-] Emissions of coronene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_dibenzoahanthracene	4,39E-06	[-] Emissions of dibenzo[ah]anthracene (PAH) / COPERT Project
PAH_dibenzoajanthracene	1,26E-06	[-] Emissions of dibenzo[aj]anthracene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_dibenzoalpyrene	6,59E-07	[-] Emissions of dibenzo[ai]pyrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_fluoranthene	0,000309	[-] Emissions of fluoranthene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_fluorene	0	[-] Emissions of fluorene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_indeno123cdpyrene	1,78E-05	[-] Emissions of indeno1,2,3[cd]pyrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_naphthalene	0,0151	[-] Emissions of naphthalene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_perylene	4,83E-06	[-] Emissions of perylene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_phenanthrene	6,21E-04	[-] Emissions of phenanthrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_pyrene	0,00028	[-] Emissions of pyrene (PAH) / COPERT Project (2010)
PAH_triphenylene	9,36E-05	[-] Emissions of triphenylene (PAH) / COPERT Project (2010)

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation E10*

Nom de la série : VOC_E10

Description : composition des COV émis lors de la combustion par le véhicule de l'E10

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	5,34E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_1_butine	1,54E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_1_hexene	1,27E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_1_pentene	8,01E-04	COPERT Project, modified (2010)
VOC_123trimethylbenzene	6,28E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_124trimethylbenzene	3,08E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_13_butadiene	6,68E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_135trimethylbenzene	1,04E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_2_butene	1,04E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_2_methylheptane	4,14E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_2_methylhexane	1,08E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_2_pentene	2,47E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_3_methylheptane	3,94E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_3_methylhexane	8,35E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	6,01E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acenaphthene	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acenaphthylene	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)

VOC_acenaphtene	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acetaldehyde	1,42E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acetaldehyde	0,0142	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acetone	4,47E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acetylene	2,06E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_acrolein	3,64E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_AlkanesC10_C12	1,29E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_AlkanesC13	1,06E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_anthanthrene	6,68E-07	COPERT Project, modified (2010)
VOC_anthracene	5,34E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_AromaticsC10	2,24E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_AromaticsC13	2,53E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_AromaticsC9	3,08E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzaldehyde	4,16E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzene	4,11E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzoanthracene	2,87E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzoapyrene	2,14E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzobfluoranthene	2,40E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzobfluorene	2,80E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzoepyrene	1,80E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzoghiperylene	3,74E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzofluoranthene	4,01E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_benzokfluoranthene	1,74E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_butane	0,0383	COPERT Project, modified (2010)
VOC_butyraldehyde	8,66E-04	COPERT Project, modified (2010)
VOC_chrysene	3,54E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_coronene	3,34E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_crotonaldehyde	6,93E-04	COPERT Project, modified (2010)
VOC_Cycloalkanes	0,00835	COPERT Project, modified (2010)
VOC_decane	0,0014	COPERT Project, modified (2010)
VOC_dibenzoanthracene	3,34E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_dibenzoanthracene	6,68E-07	COPERT Project, modified (2010)
VOC_dibenzoalpyrene	2,00E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_dimethylhexene	0,00107	COPERT Project, modified (2010)
VOC_Dioxins	6,68E-10	COPERT Project, modified (2010)
VOC_ethane	2,34E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_ethanol	0,167	COPERT Project, modified (2010)
VOC_ethylbenzene	0,0138	COPERT Project, modified (2010)
VOC_ethylene	5,34E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_fluoranthene	1,87E-04	COPERT Project, modified (2010)
VOC_fluorene	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_formaldehyde	0,0322	COPERT Project, modified (2010)
VOC_Furans	1,40E-09	COPERT Project, modified (2010)
VOC_heptane	0,00541	COPERT Project, modified (2010)
VOC_hexanal	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_hexane	1,18E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_indeno123_cdpyrene	2,60E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	COPERT Project, modified (2010)
VOC_isobutane	1,16E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_isobutene	1,62E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_isopentane	4,98E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_m_tolualdehyde	2,43E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_methacrolein	0,000866	COPERT Project, modified (2010)
VOC_methylethylketone	0,000334	COPERT Project, modified (2010)
VOC_methylethylketone	3,34E-04	COPERT Project, modified (2010)
VOC_mp_xylene	0,0397	COPERT Project, modified (2010)
VOC_naphthalene	4,07E-02	COPERT Project, modified (2010)

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_napthalene	4,07E-02	COPERT Project, modified (2010)
VOC_nonane	0,0012	COPERT Project, modified (2010)
VOC_o_tolualdehyde	1,39E-03	COPERT Project, modified (2010)
VOC_o_xylene	0,0166	COPERT Project, modified (2010)
VOC_octane	0,00387	COPERT Project, modified (2010)
VOC_p_tolualdehyde	0,00121	COPERT Project, modified (2010)
VOC_pentane	0,0158	COPERT Project, modified (2010)
VOC_perylene	7,34E-06	COPERT Project, modified (2010)
VOC_phenanthrene	0,000312	COPERT Project, modified (2010)
VOC_propadiene	0,000334	COPERT Project, modified (2010)
VOC_propane	0,00474	COPERT Project, modified (2010)
VOC_propine	0,000601	COPERT Project, modified (2010)
VOC_propionaldehyde	0,000866	COPERT Project, modified (2010)
VOC_propylene	0,028	COPERT Project, modified (2010)
VOC_pyrene	0,00012	COPERT Project, modified (2010)
VOC_styrene	0,00741	COPERT Project, modified (2010)
VOC_toluene	0,0803	COPERT Project, modified (2010)
VOC_triphenylene	2,40E-05	COPERT Project, modified (2010)
VOC_valeraldehyde	0,000173	COPERT Project, modified (2010)

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation EURO2 Diesel (<2L)*

Nom de la série : VOC_E2D

Description : Composition des COV émis par les moteurs diesel des VP (< 2L) respectant la norme Euro 2

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1.3_butadiene	9,08E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	8,14E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	3,99E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,66E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	1,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	4,85E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	1,10E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	4,19E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	1,85E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	2,07E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethylphenanthrene	1,34E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	1,53E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	1,14E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	0,0071	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	2,75E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,19E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	3,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	3,40E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,38E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	5,29E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	1,05E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	3,30E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	3,28E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	7,27E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	8,02E-03	[-] 2010 COPERT Project

VOC_benzene	1,85E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,73E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	2,77E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	3,12E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluorene	3,64E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepyrene	2,34E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghierylene	4,85E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	5,20E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	2,25E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	0,001014013	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	7,94E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	2,19E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	2,42E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	1,03E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	0,006084078	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	0,01102188	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	2,60E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	4,33E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoalpyrene	8,66E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	4,41E-11	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	3,09E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	0,002733426	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	0,102591663	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	1,24E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,12E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	4,41E-11	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	1,85E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	0,001498976	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	1,01E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpyrene	3,38E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	1,95E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	6,61E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	1,04E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	4,85E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m.p_xylene	5,69E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	3,17E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	0,007186266	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	1,12E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	0,051552734	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	6,06E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	5,29E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	0,006260428	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	2,25E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	0,002512989	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	0,002336639	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	0,003262477	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	0,0003527	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ptylene	1,94E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	0,002493811	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,001014013	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,016532821	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,033682867	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_pyrene	0,001129963	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,003438827	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	0,006436778	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	3,76E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	0,003835614	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation EURO2 gasoline*

Nom de la série : VOC_E2G

Description : composition des COV émis par le véhicule essence respectant la norme Euro 2

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	7,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	2,07E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	1,68E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	1,10E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	8,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	4,20E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	9,09E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	1,42E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	1,41E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	5,65E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	1,47E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	3,38E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	5,34E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,13E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	1,86E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenapthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	7,43E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	0,006046478	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,78E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	1,88E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	3,10E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,45E-02	Included in Alkane C10-C12
VOC_anthanthrene	2,07E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	1,66E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	6,50E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	3,46E-02	Included in aromatics C10
VOC_AromaticsC9	4,17E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	2,17E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	5,56E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,77E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	4,49E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	2,70E-06	included in fluoranthene
VOC_benzobfluorene	3,15E-06	included in fluorene
VOC_benzoopyrene	2,02E-06	included in benzoapyrene
VOC_benzoghiperylene	4,20E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	4,49E-07	included in fluoranthene
VOC_benzokfluoranthene	1,95E-06	included in fluoranthene
VOC_butane	5,19E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	0,000496971	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	1,10E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	1,04E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	3,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	1,13E-02	[-] 2010 COPERT Project

VOC_decane	0,001884347	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	2,25E-07	included in benzoanthracene
VOC_dibenzoanthracene	3,75E-07	included in benzoanthracene
VOC_dibenzoalpyrene	7,49E-08	included in benzoalpyrene
VOC_dimethylhexene	1,49E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	2,07E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	3,16E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	1,87E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	0,072309245	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	6,35E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	3,10E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,68E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	4,35E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	7,33E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	0,015944478	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpirene	2,92E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	1,58E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	2,20E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	6,75E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	1,28E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	4,97E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	4,97E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	0,054237256	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	0,0046	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	1,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	0,000683335	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	2,24E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	5,26E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	0,000600506	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	2,13E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ptylene	2,28E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	9,69E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	0,000496971	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,006439913	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	7,87E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,000496971	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,037831899	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	3,73E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,010001536	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	0,108753767	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	7,45E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	0,000103536	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : Emissions factors - VOC speciation EURO3 Diesel (<2L)

Nom de la série VOC_E3D

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers (<2L) Diesel respectant la norme Euro 3.

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1.3_butadiene	8,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	2,22E-03	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_124trimethylbenzene	5,03E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	2,74E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	4,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	1,04E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	4,00E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	1,78E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,92E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	2,26E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	2,56E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	1,92E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenapthene	2,56E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	0,057368503	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	5,74E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	2,61E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,07E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	3,18E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	1,91E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,59E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	8,88E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	1,77E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	1,19E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	6,88E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	7,62E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	1,75E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	2,22E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	1,29E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	1,44E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluorene	1,08E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepyrene	4,96E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghhiperylene	2,57E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	1,78E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	0,000113257	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	9,62E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	7,55E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	3,68E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	4,07E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	0,009771151	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	5,77E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	1,04E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	2,96E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	8,51E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoalpyrene	4,44E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	7,40E-11	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	0,002960955	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	2,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	9,73E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,08E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,06E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	7,40E-11	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	0,001776573	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	1,41E-03	[-] 2010 COPERT Project

VOC_hexane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	9,62E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpyrene	1,20E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	1,85E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	5,92E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	9,85E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	4,59E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m.p_xylene	5,40E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	0,003034979	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	0,006810196	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	1,07E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,010659438	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	5,40E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	1,02E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	0,101801334	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	5,92E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	2,15E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	2,37E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	0,002220716	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	0,003109003	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	3,70E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_perylene	3,26E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	0,00418716	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,00096231	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	1,57E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,03190429	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	0,001897232	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,00325705	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	6,14E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	0,000631054	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	0,00362717	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation EURO3 gasoline*

Nom de la série : VOC_E3G

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers essence respectant la norme Euro 3.

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	6,98E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	1,97E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	1,64E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	1,07E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	8,21E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	4,01E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,63E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	1,36E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	1,36E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	5,42E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	1,40E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	3,20E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	5,18E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	7,39E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_acenapthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	0,007146624	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	5,83E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,68E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	1,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	3,10E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,38E-02	Included in Alkane C10-C12
VOC_anthanthrene	8,21E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	6,57E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	6,20E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	3,29E-02	Included in aromatics C10
VOC_AromaticsC9	4,01E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	2,05E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	5,34E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,60E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	4,90E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	2,96E-05	included in fluoranthene
VOC_benzobfluorene	3,45E-05	included in fluorene
VOC_benzoopyrene	2,22E-05	included in benzoapyrene
VOC_benzoghiperylene	4,60E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	4,93E-06	included in fluoranthene
VOC_benzokfluoranthene	2,14E-05	included in fluoranthene
VOC_butane	0,049862078	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	4,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	4,35E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	4,11E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	4,11E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	0,010843154	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	1,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	2,46E-06	included in benzoanthracene
VOC_dibenzoanthracene	4,11E-06	included in benzoanthracene
VOC_dibenzoalpyrene	8,21E-07	included in benzoapyrene
VOC_dimethylhexene	1,40E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	8,21E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	3,04E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	0,017989778	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	6,95E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,81E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	3,50E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,62E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	1,73E-09	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	7,06E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	1,54E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpirene	3,20E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	1,51E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	2,11E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	6,48E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	1,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	4,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,000492871	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,000492871	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	5,17E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	0,050124121	[-] 2010 COPERT Project
VOC_napthalene	5,01E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	1,56E-03	[-] 2010 COPERT Project

VOC_o_tolualdehyde	0,000657161	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	2,15E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	5,01E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	5,75E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	0,020454131	[-] 2010 COPERT Project
VOC_peryene	9,04E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	3,84E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	4,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,006160883	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	7,39E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,000492871	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,036390281	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	1,48E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,009610977	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	0,104488573	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	2,96E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	8,21E-05	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : Emissions factors - VOC speciation EURO4 Diesel

Nom de la série : VOC_E4D

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers Diesel respectant la norme Euro 4

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1.3_butadiene	8,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	2,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	4,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	2,61E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	4,42E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	1,00E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	3,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	1,71E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,91E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	3,06E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	3,48E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	2,60E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,003477814	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	5,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	5,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	2,48E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	1,98E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	3,02E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	1,82E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,51E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	1,20E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	2,39E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	1,13E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	6,62E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	7,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	1,68E-02	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_benzoanthracene	3,02E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	1,75E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	1,96E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluorene	1,47E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepyrene	6,72E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghiperyrene	3,49E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	2,41E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	1,54E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	9,03E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	7,13E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	4,98E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	5,52E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	9,33E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	5,52E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	9,94E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoahanthracene	4,01E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoajanthacene	1,15E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzalpyrene	6,02E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	1,00E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	2,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	2,41E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	9,26E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,83E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,01E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	1,00E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	1,71E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	1,30E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	9,03E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpirene	1,63E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	1,77E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	6,02E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	9,33E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	4,42E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m.p_xylene	0,00511886	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	0,002910725	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	6,52E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,010137351	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	1,01E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	5,12E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	0,138033585	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	1,38E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	5,62E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	2,01E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	0,002308506	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	2,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	2,91E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	3,01E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_perylene	4,42E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	5,68E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,000903328	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,014955102	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,030412053	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	2,57E-03	[-] 2010 COPERT Project

VOC_styrene	3,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	0,005821449	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	0,000855653	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	0,003412574	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation EURO4 gasoline*

Nom de la série : VOC_E4G

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers essence respectant la norme Euro 4.

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	6,93E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	1,99E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	1,65E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	1,04E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	8,14E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	3,99E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,66E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	1,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	1,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	5,37E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	1,40E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	3,21E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	5,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethylphenanthrene	7,80E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	0,007104746	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	7,10E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	5,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,67E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	1,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	3,10E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,38E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	8,66E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	6,93E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	6,20E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	3,28E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	3,99E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	2,08E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	5,33E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,73E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	4,90E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	3,12E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluorene	3,64E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepyrene	2,34E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghiperylene	4,85E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	5,20E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	2,25E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	4,97E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	4,59E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	4,33E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	3,47E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_decane	1,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoahanthracene	2,60E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	4,33E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoalpyrene	8,66E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	1,39E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	8,66E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	3,03E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	1,79E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	6,93E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,80E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	3,50E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,61E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	1,82E-09	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	7,02E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	1,52E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpirene	3,38E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	1,51E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	2,11E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	6,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	1,21E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	0,051552734	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	5,29E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	5,29E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	0,001559578	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	6,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	2,15E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	5,03E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	0,000606503	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	2,04E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_perylene	9,53E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	4,05E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	6,15E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0,000779789	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	3,63E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	0,000155958	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,009617401	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	1,04E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	3,12E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	8,66E-05	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : Emissions factors - VOC speciation EURO5 Diesel

Nom de la série : VOC_E5D

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers diesel respectant la norme Euro 5.

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1.3_butadiene	8,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project

VOC_123trimethylbenzene	2,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	4,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	2,61E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	4,42E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	1,00E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	3,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	1,71E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,91E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	3,06E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	3,48E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthylene	2,60E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,003477814	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	5,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	5,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	2,48E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	1,98E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	3,02E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	1,82E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,51E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	1,20E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	2,39E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	1,13E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	6,62E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	7,23E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	1,68E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,02E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	1,75E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	1,96E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluorene	1,47E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepylene	6,72E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghhiperylene	3,49E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	2,41E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	1,54E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	9,03E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	7,13E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	4,98E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	5,52E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	9,33E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	5,52E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	9,94E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	4,01E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	1,15E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoalpyrene	6,02E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	1,00E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	2,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	2,41E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	9,26E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,83E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,01E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	1,00E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	1,71E-03	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_hexanal	1,30E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	9,03E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpirene	1,63E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	1,77E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	6,02E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	9,33E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	4,42E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m.p_xylene	0,00511886	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	0,002910725	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	6,52E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,010137351	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	1,01E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	5,12E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	0,138033585	[-] 2010 COPERT Project
VOC_napthalene	1,38E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	5,62E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	2,01E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	0,002308506	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	2,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	2,91E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	3,01E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_perylene	4,42E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	5,68E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	0	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	0,000903328	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,014955102	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	0,030412053	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	2,57E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	3,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	5,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	0,000855653	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	0,003412574	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation EURO5 gasoline*

Nom de la série : VOC_E5G

Description : composition des COV émis par les véhicules particuliers essence respectant la norme Euro 5.

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	6,93E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_butine	1,99E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_hexene	1,65E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_1_pentene	1,04E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_123trimethylbenzene	8,14E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_124trimethylbenzene	3,99E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_13_butadiene	8,66E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_135trimethylbenzene	1,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_butene	1,35E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylheptane	5,37E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylhexane	1,40E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_2_pentene	3,21E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylheptane	5,11E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylhexane	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	7,80E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project

VOC_acenaphthylene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	0,007104746	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetaldehyde	7,10E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetone	5,81E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acetylene	2,67E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_acrolein	1,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC10_C12	3,10E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AlkanesC13	1,38E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthanthrene	8,66E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_anthracene	6,93E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC10	6,20E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC13	3,28E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_AromaticsC9	3,99E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzaldehyde	2,08E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzene	5,33E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoanthracene	3,73E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoapyrene	4,90E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluoranthene	3,12E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzobfluorene	3,64E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoepylene	2,34E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzoghiperylene	4,85E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzofluoranthene	5,20E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_benzokfluoranthene	2,25E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butane	4,97E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_butyraldehyde	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_chrysene	4,59E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_coronene	4,33E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_crotonaldehyde	3,47E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Cycloalkanes	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_decane	1,82E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	2,60E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoanthracene	4,33E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dibenzoalpyrene	8,66E-07	[-] 2010 COPERT Project
VOC_dimethylhexene	1,39E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Dioxins	8,66E-10	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethane	3,03E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylbenzene	1,79E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ethylene	6,93E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluoranthene	2,80E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_fluorene	3,50E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_formaldehyde	1,61E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_Furans	1,82E-09	[-] 2010 COPERT Project
VOC_heptane	7,02E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexanal	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_hexane	1,52E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_indeno123_cdpyrene	3,38E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutane	1,51E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isobutene	2,11E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_isopentane	6,46E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_m_tolualdehyde	1,21E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methacrolein	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_methylethylketone	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_mp_xylene	0,051552734	[-] 2010 COPERT Project
VOC_naphthalene	5,29E-02	[-] 2010 COPERT Project

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_napthalene	5,29E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_nonane	0,001559578	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_tolualdehyde	6,93E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_o_xylene	2,15E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_octane	5,03E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_p_tolualdehyde	0,000606503	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pentane	2,04E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_ptylene	9,53E-06	[-] 2010 COPERT Project
VOC_phenanthrene	4,05E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propadiene	4,33E-04	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propane	6,15E-03	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propine	0,000779789	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propionaldehyde	0,000433216	[-] 2010 COPERT Project
VOC_propylene	3,63E-02	[-] 2010 COPERT Project
VOC_pyrene	0,000155958	[-] 2010 COPERT Project
VOC_styrene	0,009617401	[-] 2010 COPERT Project
VOC_toluene	1,04E-01	[-] 2010 COPERT Project
VOC_triphenylene	3,12E-05	[-] 2010 COPERT Project
VOC_valeraldehyde	8,66E-05	[-] 2010 COPERT Project

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation E85 gasoline*

Nom de la série : VOC_E85

Description : composition des COV émis par les véhicules Euro 5 roulant à l'E85

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_1_butene	2,81E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_1_butine	8,09E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_1_hexene	6,68E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_1_pentene	4,22E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_123trimethylbenzene	3,31E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_124trimethylbenzene	1,62E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_13_butadiene	3,52E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_135trimethylbenzene	5,49E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_2_butene	5,49E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_2_methylheptane	2,18E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_2_methylhexane	5,70E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_2_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_2_pentene	1,30E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_3_methylheptane	2,07E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_3_methylhexane	4,40E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_3_methylpentane	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_36_dimethyl_phenanthrene	3,17E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acenaphthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acenaphthylene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acenapthene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acetaldehyde	0,0426	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acetaldehyde	4,26E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acetone	2,36E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acetylene	1,08E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_acrolein	1,09E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_AlkanesC10_C12	6,79E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_AlkanesC13	5,59E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_anthanthrene	3,52E-07	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_anthracene	2,81E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_AromaticsC10	1,18E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_AromaticsC13	1,33E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_AromaticsC9	1,62E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzaldehyde	1,25E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified

VOC_benzene	2,16E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzoanthracene	1,51E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzoapyrene	1,13E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzofluoranthene	1,27E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzofluorene	1,48E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzoepylene	9,50E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzoghiperylene	1,97E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzofluoranthene	2,11E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_benzofluoranthene	9,14E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_butane	2,02E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_butyraldehyde	2,60E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_chrysene	1,86E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_coronene	1,76E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_crotonaldehyde	2,08E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_Cycloalkanes	4,40E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_decane	7,39E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_dibenzoanthracene	1,76E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_dibenzoanthracene	3,52E-07	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_dibenzoalpyrene	1,06E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_dimethylhexene	5,63E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_Dioxins	3,52E-10	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_ethane	1,23E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_ethanol	5,00E-01	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_ethylbenzene	7,28E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_ethylene	2,81E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_fluoranthene	9,85E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_fluorene	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_formaldehyde	9,67E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_Furans	7,39E-10	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_heptane	2,85E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_hexanal	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_hexane	6,19E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_i_valeraldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_indeno123_cdpylene	1,37E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_isobutanaldehyde	0,00E+00	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_isobutane	6,12E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_isobutene	8,55E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_isopentane	2,62E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_m_tolualdehyde	0,00728	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_methacrolein	0,0026	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_methylethylketone	1,76E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_methylethylketone	0,000176	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_mp_xylene	2,09E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_naphthalene	2,15E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_naphthalene	0,0215	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_nonane	6,33E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_o_tolualdehyde	4,16E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_o_xylene	8,72E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_octane	0,00204	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_p_tolualdehyde	3,64E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_pentane	8,30E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_ptylene	3,87E-06	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_phenanthrene	1,65E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_propadiene	1,76E-04	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_propane	0,0025	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_propine	0,000317	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_propionaldehyde	2,60E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_propylene	0,0147	[-] 2010 COPERT Project, modified

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_pyrene	6,33E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_styrene	3,90E-03	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_toluene	4,23E-02	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_triphenylene	1,27E-05	[-] 2010 COPERT Project, modified
VOC_valeraldehyde	0,00052	[-] 2010 COPERT Project, modified

Nom complet : Emissions factors : Gasoline evaporation VOC speciation

Nom de la série : VOC_evap

Description : composition des COV émis par l'évaporation de l'essence

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_124trimethylbenzene	5,00E-03	[-] Corinair 2009
VOC_135_trimethylbenzene	0,00E+00	[-] Corinair 2009
VOC_13butadiene	0,00E+00	[-] Corinair 2009
VOC_1butylene	7,20E-03	[-] Corinair 2009
VOC_2methylpentane	1,40E-01	[-] Corinair 2009
VOC_3methylpentane	2,51E-01	[-] Corinair 2009
VOC_acetylene	1,00E-04	[-] Corinair 2009
VOC_benzene	9,70E-03	[-] Corinair 2009
VOC_cis2butylene	1,05E-02	[-] Corinair 2009
VOC_cis2pentene	7,50E-03	[-] Corinair 2009
VOC_ethane	3,00E-03	[-] Corinair 2009
VOC_ethylbenzene	3,52E-02	[-] Corinair 2009
VOC_Ethylene	5,00E-04	[-] Corinair 2009
VOC_ipentane	1,07E-01	[-] Corinair 2009
VOC_isobutane	4,38E-02	[-] Corinair 2009
VOC_isobutylene	1,20E-03	[-] Corinair 2009
VOC_isoprene	0,00E+00	[-] Corinair 2009
VOC_mxylylene	5,79E-02	[-] Corinair 2009
VOC_nbutane	5,86E-02	[-] Corinair 2009
VOC_nheptane	1,65E-02	[-] Corinair 2009
VOC_nhexane	0,0202	[-] Corinair 2009
VOC_npentane	7,72E-02	[-] Corinair 2009
VOC_oxylene	2,52E-02	[-] Corinair 2009
VOC_propane	5,15E-02	[-] Corinair 2009
VOC_Propylene	2,80E-03	[-] Corinair 2009
VOC_propyne	7,00E-04	[-] Corinair 2009
VOC_toluene	3,94E-02	[-] Corinair 2009
VOC_trans2butylene	1,19E-02	[-] Corinair 2009
VOC_trans2pentene	1,60E-02	[-] Corinair 2009

Nom complet : Emissions factors - VOC speciation for industrial gas combustion

Nom de la série : VOC_GAS

Description : composition des COV émis par la combustion du gaz de raffinerie

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_22dimethylbutane	1,18E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_22dimethylpropane	6,14E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_23dimethylbutane	1,55E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_2methylbutane	8,45E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_2methylpentane	5,27E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_3methylpentane	3,57E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_benzene	9,09E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_butane	2,05E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_cyclohexane	2,27E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_formaldehyde	1,82E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_hexane	1,12E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_pentane	2,50E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545

VOC_propane	9,09E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545
VOC_toluene	4,55E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545

Nom complet : *Emissions factors - VOC speciation for HDV*

Nom de la série : VOC_HDV

Description : composition des COV émis par les camions

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_123trimethylbenzene	3,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 1,2,3-trimethylbenzene emissions
VOC_124trimethylbenzene	8,60E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 1,2,4-trimethylbenzene emissions
VOC_135trimethylbenzene	4,50E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 1,3,5-trimethylbenzene emissions
VOC_13butadiene	3,30E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 1,3-butadiene emissions
VOC_2methylheptane	2,10E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 2-methylheptane emissions
VOC_2methylhexane	6,30E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 2-methylhexane emissions
VOC_3methylheptane	2,70E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 3-methylheptane emissions
VOC_3methylhexane	3,50E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - 3-methylhexane emissions
VOC_acetaldehyde	4,57E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Acetaldehyde emissions
VOC_acetylene	1,05E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Acetylene emissions
VOC_acrolein	1,77E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Acrolein emissions
VOC_alkanes13	2,75E-01	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Alkanes C>13 emissions
VOC_aromaticsC13	2,04E-01	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Aromatics C>13 emissions
VOC_aromaticsC9	1,17E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Aromatics C>9 emissions
VOC_benzaldehyde	1,37E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Benzaldehyde emissions
VOC_benzene	7,00E-04	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Benzene emissions
VOC_butane	1,50E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Butane emissions
VOC_butyraldehyde	8,80E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Butyraldehyde emissions
VOC_crotonaldehyde	1,48E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Crotonaldehyde emissions
VOC_cycloalkanes	6,50E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Cycloalkanes emissions
VOC_decane	0,0179	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Decane emissions
VOC_ethane	3,00E-04	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Ethane emissions
VOC_ethylene	1,10E-01	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Ethylene emissions
VOC_formaldehyde	8,40E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Formaldehyde emissions
VOC_heptane	3,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Heptane emissions
VOC_hexanal	1,42E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Hexanal emissions
VOC_isobutanaldehyde	5,90E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Isobutanaldehyde emissions
VOC_isobutane	1,40E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Isobutane emissions
VOC_isobutene	1,70E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Isobutylene emissions
VOC_ivaleraldehyde	9,00E-04	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - i-valeraldehyde emissions
VOC_methacrolein	8,60E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Methacrolein emissions
VOC_mpxylene	9,80E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - m,p-xylene emissions
VOC_mtolualdehyde	5,90E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - m-tolualdehyde emissions
VOC_otolualdehyde	8,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - o-tolualdehyde emissions
VOC_oxylene	4,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - o-xylene emissions
VOC_pentane	6,00E-04	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Pentane emissions
VOC_propane	1,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Propane emissions
VOC_propionaldehyde	1,25E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Propionaldehyde emissions
VOC_propylene	3,60E-02	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Propylene emissions
VOC_styrene	5,90E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Styrene emissions
VOC_toluene	1,00E-04	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Toluene emissions
VOC_valeraldehyde	4,00E-03	[-] EMEP/CORINAIR 2009 - Valeraldehyde emissions

Nom complet : *Emissions factor - VOC speciation for gas leakage*

Nom de la série : NOV_NGL

Description : composition des NMCOV émis lors des fuites de gaz naturel

Nom	Valeur	Commentaires
VOC_124trimethylbenzene	1,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_23dimethylbutane	1,80E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

VOC_2methylbutane	2,09E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methylheptane	7,40E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methylhexane	2,01E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methylnonane	3,00E-05	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methyloctane	1,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methylpentane	5,51E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_2methylpropane	3,77E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_3methylheptane	7,40E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_3methylhexane	2,21E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_3methylnonane	3,00E-05	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_3methyloctane	1,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_3methylpentane	3,41E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_4methylheptane	7,40E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_4methylnonane	3,00E-05	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_4methyloctane	1,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_5methylnonane	3,00E-05	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_benzene	1,11E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_butane	4,68E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_decane	0,0005	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_ethane	6,50E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_heptane	4,31E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_hexane	8,22E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_mxylylene	3,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_nonane	1,30E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_octane	2,01E-03	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_oxylene	3,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_pentane	1,69E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_propane	1,63E-01	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_pxylene	3,00E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_toluene	3,10E-04	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991
VOC_unknown	1,87E-02	[-] AEAT/ENV/R/0545 (2002) Gillham et al. 1991

Nom complet : *Emissions factors : Refinery VOC speciation*

Nom de la série : VOC_ref

Description : composition des COV émis par les activités de raffinage, hors combustion

Nom	Valeur	Commentaires
acetylene	0,0013	[-] acetylene emissions
benzene	2,19E-02	[-] benzene emissions
butane	1,60E-01	[-] butane emissions
C10alkanes	3,30E-03	[-] C10alkanes emissions
C7alkanes	1,50E-02	[-] C7alkanes emissions
C7cycloalkanes	2,75E-02	[-] C7cycloalkanes emissions
C8alkanes	5,40E-03	[-] C8alkanes emissions
C8cycloalkanes	8,00E-03	[-] C8cycloalkanes emissions
C9alkanes	5,40E-03	[-] C9alkanes emissions
C9cycloalkanes	1,40E-03	[-] C9cycloalkanes emissions
cis2butene	6,00E-04	[-] cis-2-butene emissions
cis2pentene	5,00E-04	[-] cis-2-pentene emissions
cyclohexane	3,30E-03	[-] cyclohexane emissions
cyclopentane	2,00E-03	[-] cyclopentane emissions
decane	9,90E-03	[-] decane emissions
deimethylbutane23	7,60E-03	[-] 2,3-dimethylbutane emissions
dimethylbutane22	2,40E-03	[-] 2,2-dimethylbutane emissions
dimethylpentane23	1,50E-03	[-] 2,3-dimethylpentane emissions
dimethylpentane24	2,40E-03	[-] 2,4-dimethylpentane emissions
dimethylpropane22	1,60E-03	[-] 2,2-dimethylpropane emissions
ethane	5,63E-02	[-] ethane emissions

ethylbenzene	1,70E-03	[-] ethylbenzene emissions
ethylcyclohexane	0,0002	[-] ethylcyclohexane emissions
ethylene	4,20E-03	[-] ethylene emissions
ethyltoluene	3,00E-04	[-] 2-ethyltoluene emissions
ethyltoluene3	8,00E-04	[-] 3-ethyltoluene emissions
heptane	2,26E-02	[-] heptane emissions
hexane	7,69E-02	[-] hexane emissions
isoprene	1,00E-04	[-] isoprene emissions
isopropylbenzene	2,00E-04	[-] isopropylbenzene emissions
methylbutane2	5,12E-02	[-] 2-methylbutane emissions
methylcyclohexane	2,40E-03	[-] methylcyclohexane emissions
methylcyclopentane	4,80E-03	[-] methylcyclopentane emissions
methylehexane3	2,10E-03	[-] 3-methylhexane emissions
methylepentane2	1,55E-02	[-] 2-methylpentane emissions
methylheptane2	1,20E-03	[-] 2-methylheptane emissions
methylheptane3	6,00E-04	[-] 3-methylheptane emissions
methylhexane2	1,70E-03	[-] 2-methylhexane emissions
methylpentane3	1,15E-02	[-] 3-methylpentane emissions
methylpropane2	5,97E-02	[-] 2-methylpropane emissions
mxylylene	4,20E-03	[-] m-xylene emissions
nonane	8,10E-03	[-] nonane emissions
octane	2,32E-02	[-] octane emissions
oxylene	3,00E-03	[-] o-xylene emissions
pentane	1,21E-01	[-] pentane emissions
pentene1	1,30E-03	[-] 1-pentene emissions
propane	1,14E-01	[-] propane emissions
propylbenzene	3,00E-04	[-] propylbenzene emissions
propylene	5,90E-03	[-] propylene emissions
styrene	1,00E-04	[-] styrene emissions
toluene	1,42E-02	[-] toluene emissions
trans2butene	8,00E-04	[-] trans-2-butene emissions
trans2pentene	9,00E-04	[-] trans-2-pentene emissions
trimethylbenzene124	1,10E-03	[-] 1,2,4-trimethylbenzene emissions
trimethylbenzene135	5,00E-04	[-] 1,3,5-trimethylbenzene emissions
trimethylpentane224	1,10E-03	[-] 2,2,4-trimethylpentane emissions
trimethylpentane234	7,00E-04	[-] 2,3,4-trimethylpentane emissions
undecane	6,00E-04	[-] undecane emissions
unspeciated	9,88E-02	[-] unspeciated emissions

Biomasse

Nom complet : Oil emission factors

Nom de la série : OIL_emis

Description : émissions d'hexane liées aux fuites dans l'huilerie

Nom	Valeur	Commentaires
hexane_palm	0,003116409	[kg / kg] Literature
hexane_rapeseed	1,99E-03	[kg / kg] Literature
hexane_soybean	6,57E-03	[kg / kg] Literature
hexane_sunflower	1,99E-03	[kg / kg] Literature

Nom complet : Diesel use by agricultural works

Nom de la série : BIO_die

Description : consommations de diesel par les machines agricoles

ANNEXE : PARAMÈTRES EXTERNES GABI

Nom	Valeur	Commentaires
palm	7,19E-02	[MJ / kg] diesel use by machineries
rapeseed	1,19E+00	[MJ / kg] diesel use by machineries
soybean	4,16E-01	[MJ / kg] diesel use by machineries
sugar_beat	8,86E-02	[MJ / kg] diesel use by machineries
sugar_cane	3,76E-02	[MJ / kg] diesel use by machineries
sunflower	1,18E+00	[MJ / kg] diesel use by machineries
wheat	9,40E-01	[MJ / kg] diesel use by machineries

Nom complet : *Emission factors*

Nom de la série : BIO_emis

Description : émissions liées à l'emploi des engrais et des produits phytosanitaires

Nom	Valeur	Commentaires
N_palm	1,99E-03	[kg / kg] N emissions from palm tree cultivation
N_soybean	6,45E-03	[kg / kg] N emissions from palm tree cultivation
N_sunflower	4,14E-02	[kg / kg] N emissions from palm tree cultivation
N2O_direct	1,00E-02	[N2O] emission direct factor as a share of N
N2O_indirect	3,30E-03	[N2O] emission indirect factor as a share of N
NH3	8,40E-02	[kg / kg N]
NH3_palm	6,40E-04	[kg / kg] NO3 emissions
NH3_rapeseed	2,12E-03	[kg / kg] NO3 emissions
NH3_soybean	2,25E-04	[kg / kg] NO3 emissions
NH3_sugarbeet	1,86E-04	[kg / kg] NO3 emissions
NH3_sunflower	9,65E-04	[kg / kg] NO3 emissions
NH3_wheat	1,69E-03	[kg / kg] NO3 emissions
NO3_palm	8,83E-03	[kg / kg] NO3 emissions
NO3_rapeseed	4,13E-02	[kg / kg] N emissions
NO3_soybean	2,86E-02	[kg / kg] N emissions
NO3_sugarbeet	8,66E-04	[kg / kg] N emissions
NO3_sunflower	1,83E-01	[kg / kg] N emissions
NO3_wheat	2,74E-02	[kg / kg] N emissions
NOx	2,60E-02	[kg / kg N]
NOx_palm	0,000197	[kg / kg]
NOx_rapeseed	3,13E-04	[kg / kg]
NOx_soybean	1,18E-04	[kg / kg]
NOx_sugarbeet	6,08E-05	[kg / kg]
NOx_sunflower	5,12E-04	[kg / kg]
NOx_wheat	5,18E-04	[kg / kg]
P_palm	6,71E-06	[kg / kg] P emissions
P_rapeseed	7,37E-05	[kg / kg] P emissions
P_soybean	1,90E-04	[kg / kg] P emissions
P_sugarbeet	3,47E-06	[kg / kg] P emissions
P_sunflower	1,64E-04	[kg / kg] P emissions
P_wheat	3,89E-05	[kg / kg] P emissions
Pest_palm	8,23E-05	[kg / kg] pesticide emissions
pest_rapeseed	8,46E-03	[kg / kg] pesticide emissions
pest_soybean	4,60E-04	[kg / kg] pesticide emissions
pest_sugarbeet	3,94E-05	[kg / kg] pesticide emissions
pest_sunflower	8,08E-04	[kg / kg] pesticide emissions
pest_wheat	2,82E-04	[kg / kg] pesticide emissions
sugarcane_NO3	5,19E-04	[kg / kg] NO3 emissions
sugarcane_P	2,61E-06	[kg / kg] P emissions
sugarcane_pest	3,75E-05	[kg / kg] pesticide emissions

Nom complet : *Esterification*

Nom de la série : BIO_est

Description : produits entrant pour la fabrication du biodiesel

Nom	Valeur	Commentaires
RME_methanol	2,97E-03	[kg / kg] Methanol use
RME_ngas	3,14E-02	[MJ / kg] Natural gas use
RME_oil	2,77E-02	[kg / kg] oil use

Nom complet : *Fertilizer and pesticide use*

Nom de la série : BIO_phyto

Description : utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires pour la production des ressources agricoles

Nom	Valeur	Commentaires
K_palm	1,08E-02	[kg / kg] K use
K_rapeseed	2,62E-02	[kg / kg] K use
K_soybean	1,25E-02	[kg / kg] K use
K_sugarbeat	1,56E-03	[kg / kg] K use
K_sunflower	7,98E-03	[kg / kg] K use
K_wheat	5,26E-03	[kg / kg] K use
N_palm	1,01E-02	[kg / kg] N use
N_rapeseed	4,87E-02	[kg / kg] N use
N_soybean	2,16E-03	[kg / kg] N use
N_sugarbeat	1,64E-03	[kg / kg] N use
N_sunflower	1,68E-02	[kg / kg] N use
N_wheat	2,15E-02	[kg / kg] N use
P_palm	3,40E-03	[kg / kg] P use
P_rapeseed	8,18E-03	[kg / kg] P use
P_soybean	6,63E-03	[kg / kg] P use
P_sugarbeat	3,84E-04	[kg / kg] P use
P_sunflower	5,63E-03	[kg / kg] P use
P_wheat	3,27E-03	[kg / kg] P use
pest_palm	2,93E-04	[kg/kg] Pesticide use
pest_rapeseed	5,30E-03	[kg/kg] Pesticide use
pest_soybean	0,000705	[kg/kg] Pesticide use
pest_sugarbeat	5,12E-05	[kg / kg] Pesticide use
pest_sunflower	1,22E-03	[kg/kg] Pesticide use
pest_wheat	3,89E-04	[kg / kg] Pesticide use
sugarcane_K	1,03E-03	[kg / kg] K use
sugarcane_N	8,26E-04	[kg / kg] N use
sugarcane_P	2,15E-04	[kg / kg] P use
sugarcane_pest	3,96E-05	[kg/kg] Pesticide use

Nom complet : *Yields*

Nom de la série : BIO_yield

Description : rendements des différentes productions agricoles

Nom	Valeur	Commentaires
palm	2,01E+04	[kg / ha] Literature
rapeseed	3,12E+03	[kg / ha] Literature
soybean	2,48E+03	[kg / ha] Literature
sugarbeet	6,76E+04	[kg / ha] Literature
sugarcane	7,67E+04	[kg / ha] Literature
sunflower	2,42E+03	[kg / ha] Literature
wheat	5,76E+03	[kg / ha] Literature

Nom complet : *Distillation*

Nom de la série : dist

Description : différents paramètres utilisés pour la fermentation et la distillation de l'éthanol

Nom	Valeur	Commentaires
SB_heat_cogen	9,65E-02	[MJ / MJ] heat generated by biogas from sugar beet slope
SB_heat_ngas	5,18E-02	[MJ / MJ] heat from natural gas
SB_power_cogen	3,20E-02	[MJ / MJ] power generated by biogas from sugar beet slope
SB_power_import	-3,46E-03	[MJ / MJ] power imported
SB_yield	3,62E-01	[kg / MJ] sugar beet use
SC_electricity	4,70E-01	[MJ / MJ] electricity generated
SC_energybio	1,00E+01	[MJ / MJ] heat generated
SC_yield	1,42E+01	[kg / MJ] sugar cane use
W_heat	3,29E-01	[MJ / MJ] steam use
W_power	3,90E-02	[MJ / MJ] power use
W_yield	1,20E-01	[kg / MJ] wheat grain use

Autres

Nom complet : *Technology shares*

Nom de la série : *tech*

Description : parts de différentes technologies : dépollution des camions, péniches utilisant le gazole, trains électriques.

Nom	Valeur	Commentaires
lorry_euro0	1,19E-02	[%] Eurostat 2009
lorry_euro1	2,39E-02	[%] Eurostat 2009
lorry_euro2	6,20E-02	[%] Eurostat 2009
lorry_euro3	2,33E-01	[%] Eurostat 2009
lorry_euro4	4,87E-01	[%] Eurostat 2009
lorry_euro5	1,82E-01	[%] Eurostat 2009
ship_diesel	1,75E-01	[%] JRC/EUCAR/CONCAWE 2009
ship_HFO	8,25E-01	[%] JRC/EUCAR/CONCAWE 2009
train_diesel	1,40E-01	[%] PE GaBi
train_elec	8,60E-01	[%] PE GaBi

Nom complet : *lifetime panel*

Nom de la série : *life*

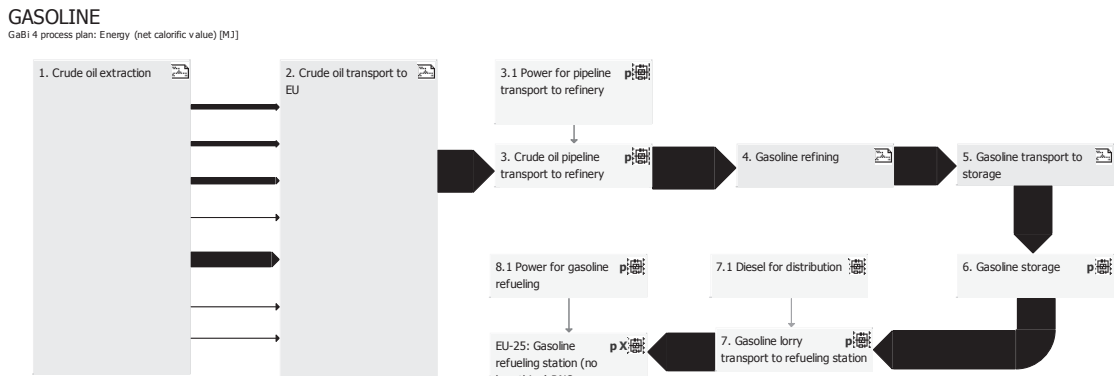
Description : durées de vie des différents types de panneaux

Nom	Valeur	Commentaires
aSi_life	30	[yr]
CdTe_life	30	[yr]
CIS_life	30	[yr]
Monocristallin_life	30	[yr]
Polycristallin_life	30	[yr]

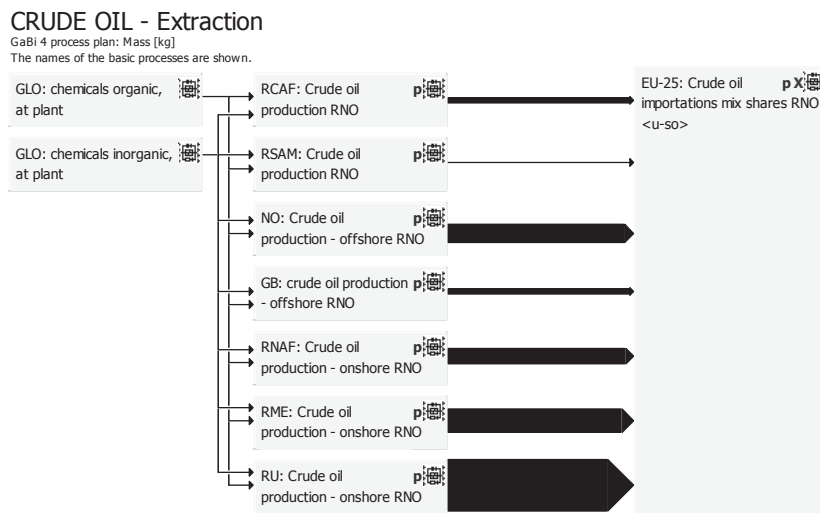
Plans GaBi

Essence et gazole

Plan général, production et distribution d'1 MJ d'essence. Les étapes 1, 2, 4, 5 et 7 sont des plans intégrés.



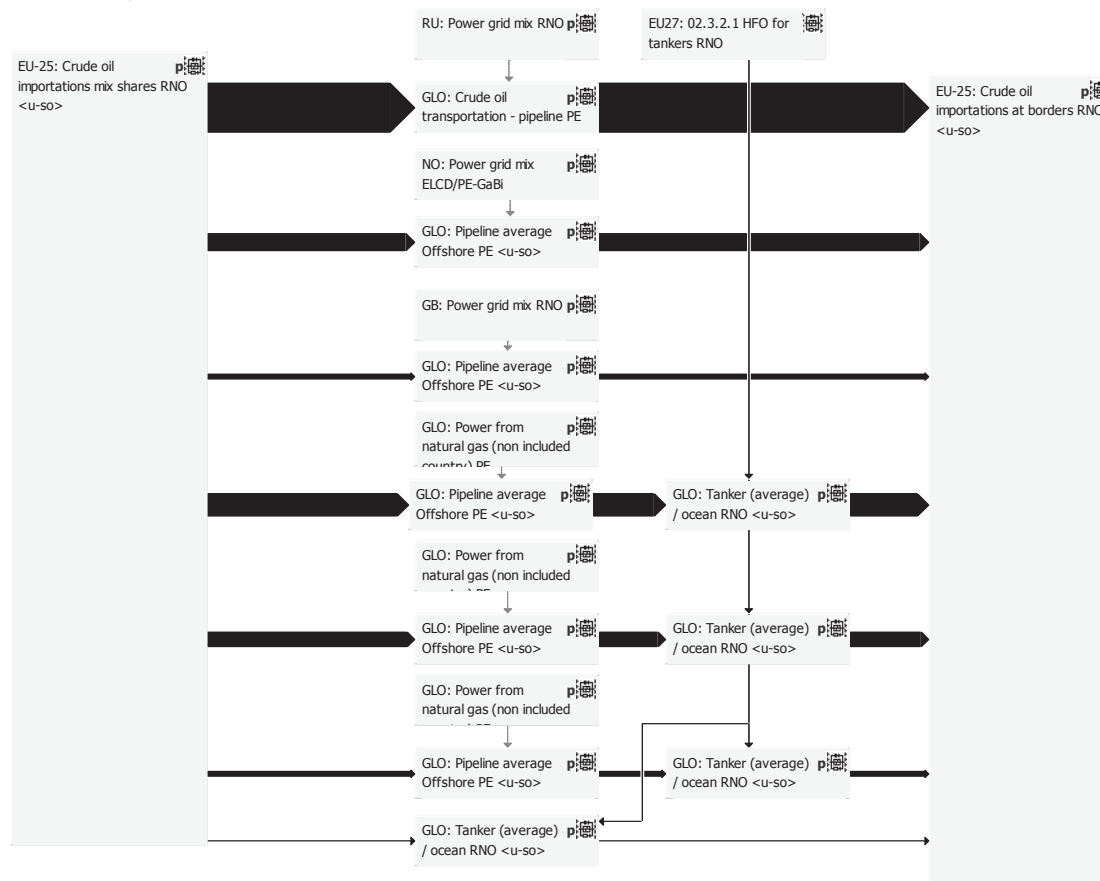
Plan 1. *Crude oil extraction*. Ce plan est commun au plan de l'extraction pour le gazole. L'UF est 1 kg de pétrole brut.



Plan 2. *Crude oil transport to EU*. Ce plan est commun au plan de l'extraction pour le gazole. L'unité fonctionnelle est 1 MJ de pétrole brut transporté.

CRUDE OIL - Transportation to EU25

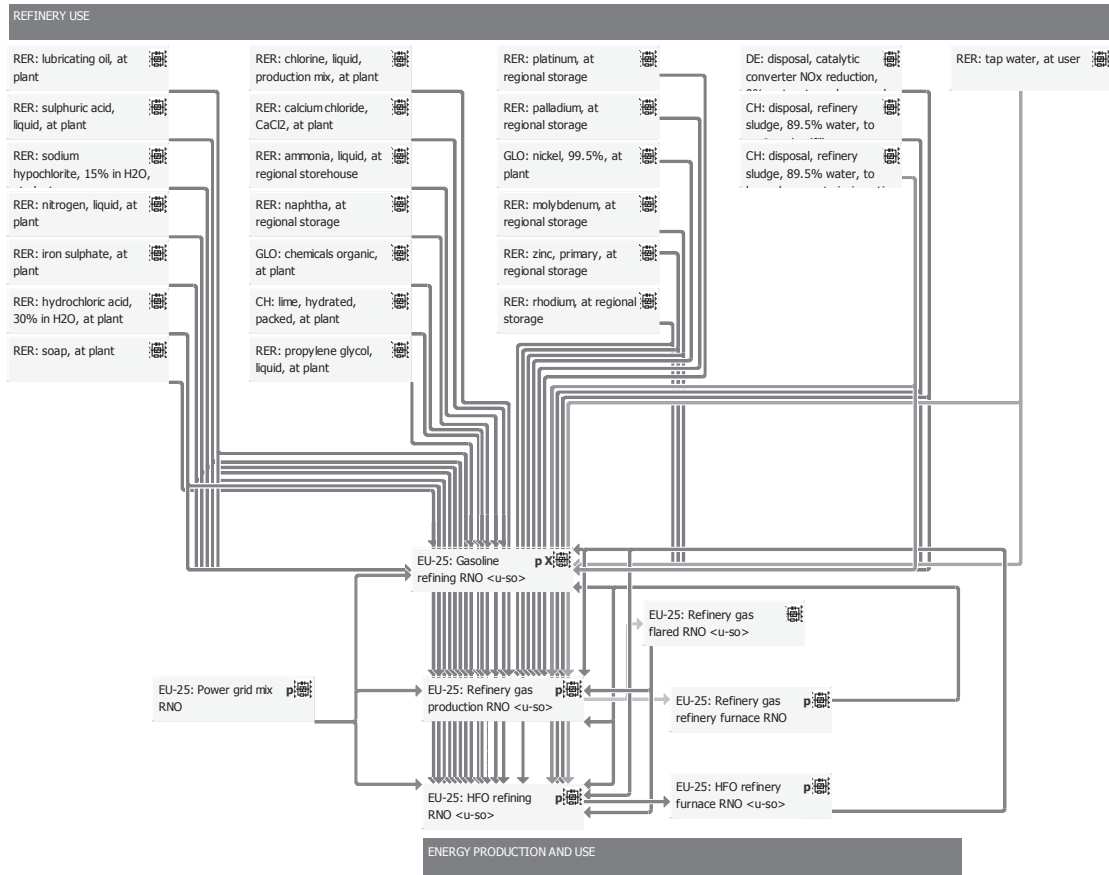
GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Plan 4. Gasoline refining. Le plan est identique pour le diesel, mais les quantités différent. L'unité fonctionnelle est 1 MJ de carburant produit.

EU25 - Gasoline refining (b)

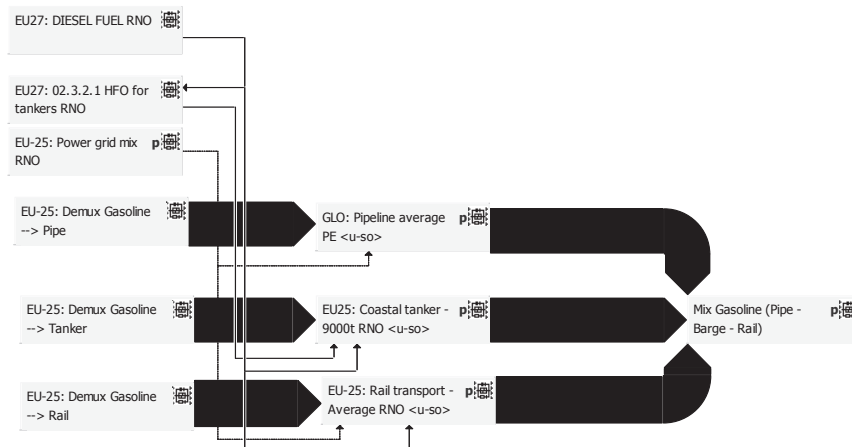
Gabi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 5. Gasoline transport to storage. Le plan est similaire pour le diesel (sans évaporation de COV), l'unité fonctionnelle est 1 MJ de carburant transporté.

GASOLINE - Transportation - refinery --> storage

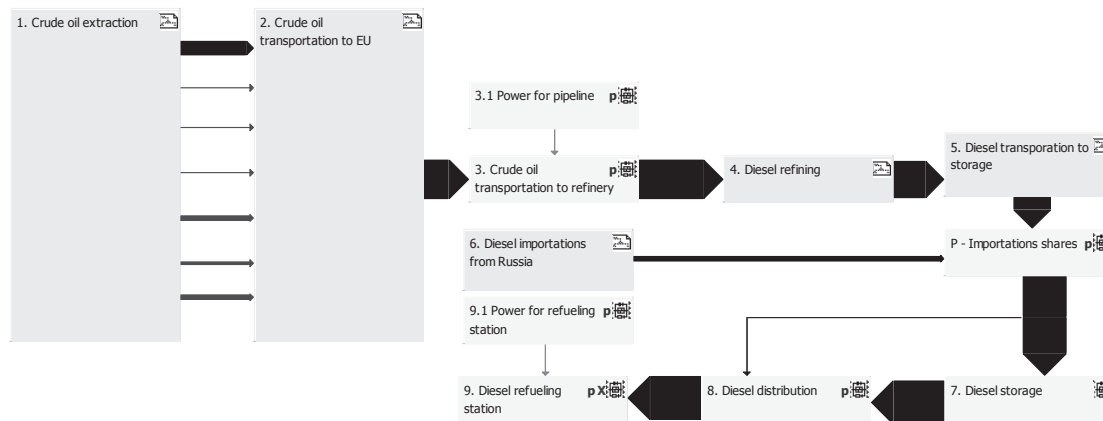
Gabi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Plan général de la production du diesel. L'unité fonctionnelle est 1 MJ de diesel distribué. Le plan est très proche de l'essence, en dehors du plan 6. *Diesel importations from Russia*.

DIESEL FUEL

GaBi 4 process plan: Energy (net calorific value) [MJ]

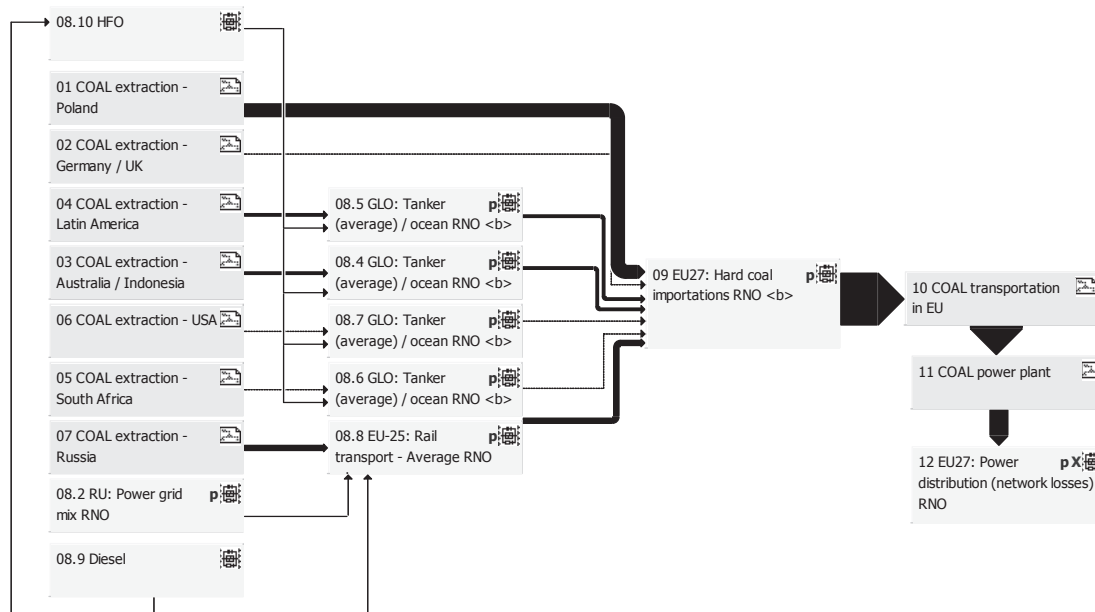


Électricité issue de la houille

Plan général, de l'extraction de la houille à la prise électrique. Les procédés 01 à 07, représentant l'extraction de la houille, sont des plans.

COAL electricity

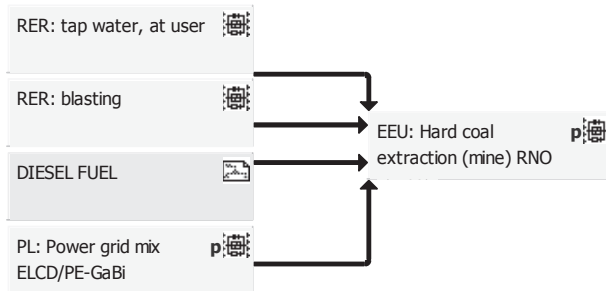
GaBi 4 process plan: Energy (net calorific value) [MJ]



Plan 01 COAL extraction – Poland. Les autres plans, de 02 à 07, sont similaires, en dehors du procédé représentant la mine (différents pour chaque plan) et des quantités de produits utilisés.

COAL extraction - Poland

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

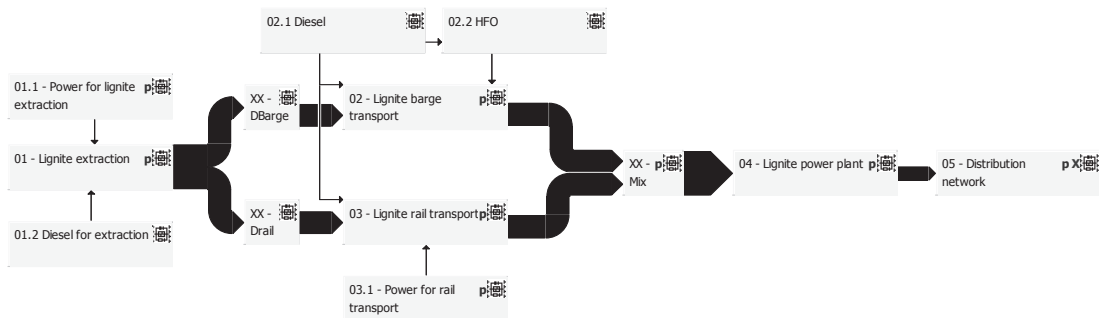


Électricité issue du lignite

Plan général, de l'extraction du lignite à la prise électrique. L'unité fonctionnelle est 1 MJ d'électricité distribuée.

LIGNITE Electricity

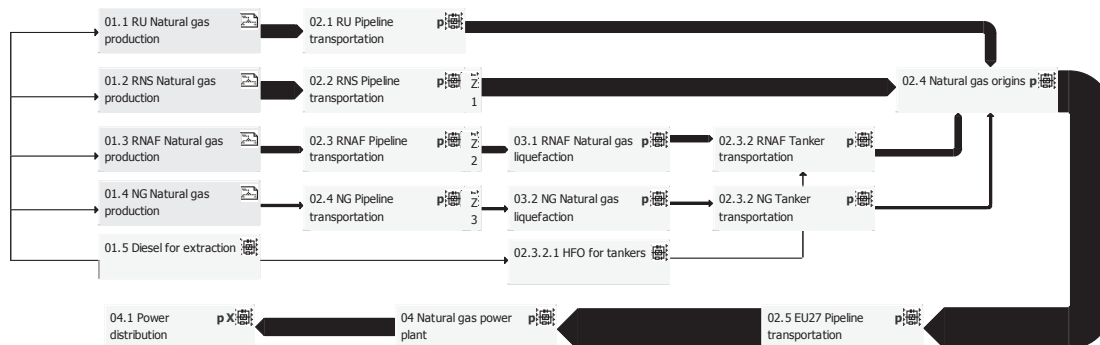
GaBi 4 process plan: Energy (net calorific value) [MJ]



Électricité issue du gaz naturel

Plan général, de l'extraction du gaz naturel à la prise électrique. L'unité fonctionnelle est 1 MJ d'électricité distribuée et les procédés d'extraction, numérotés de 01.1 à 01.4, sont des plans intégrés.

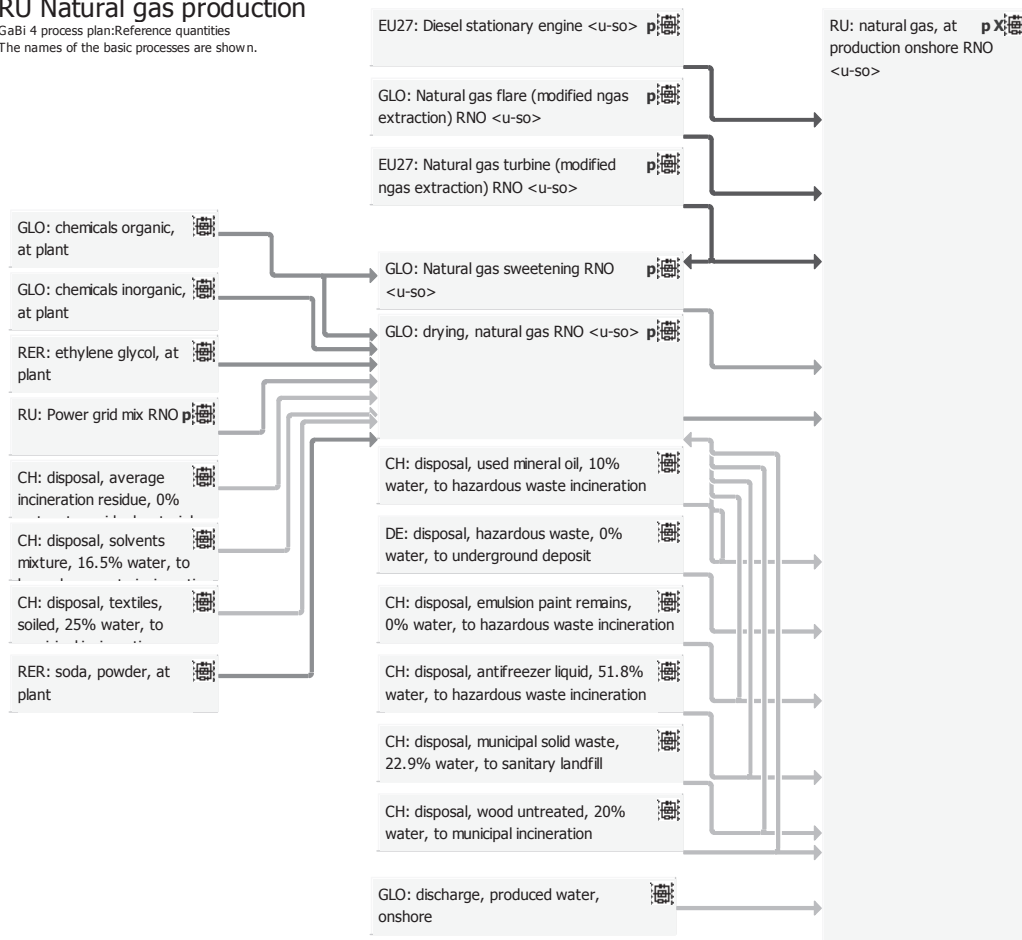
NATURAL GAS electricity
 GaBi 4 process plan: Energy (net calorific value) [MJ]



Plan 01.1 RU Naturel gas production. Les plans 01.2 à 01.4 sont très proches, les principales différences étant liées aux quantités de flux matières.

RU Natural gas production

GaBi 4 process plan: Reference quantities
 The names of the basic processes are shown.

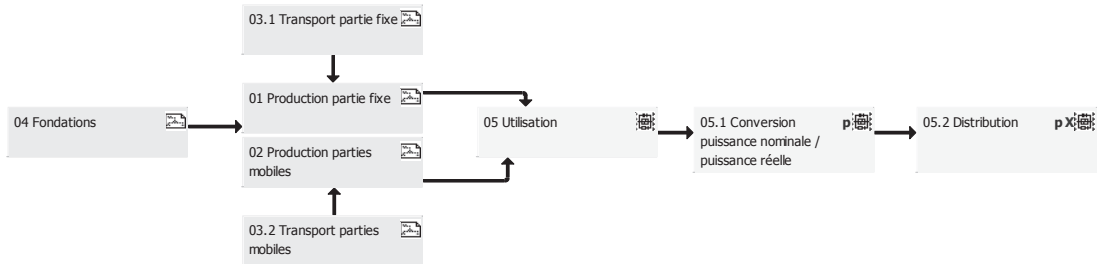


Électricité éolienne

Plan général de production et de distribution d'1 MJ d'électricité éolienne. Les procédés 01, 02, 03.1, 03.2 et 04 sont des plans intégrés.

Wind Power with disposal

GaBi 4 process plan:Reference quantities

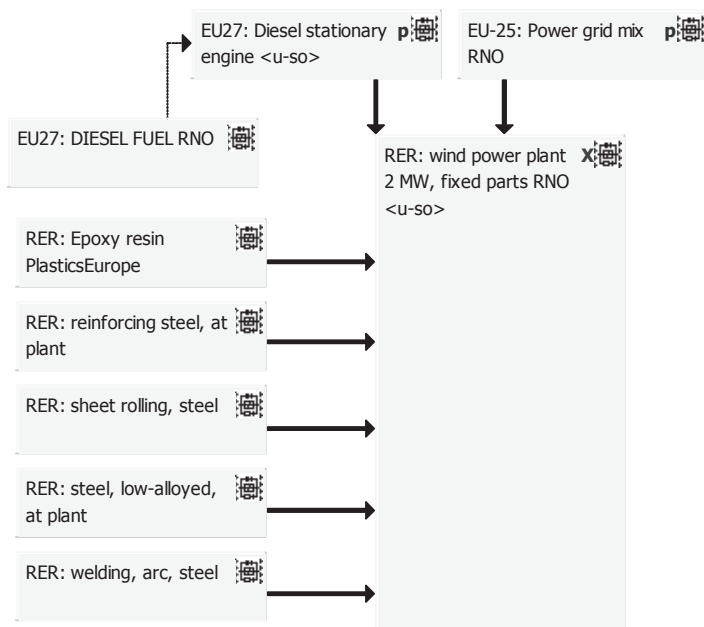


Plan 01 *Production partie fixe*. Ce plan correspond à la production du mât d'une éolienne de 2 MW.

Fixed parts

GaBi 4 process plan:Reference quantities

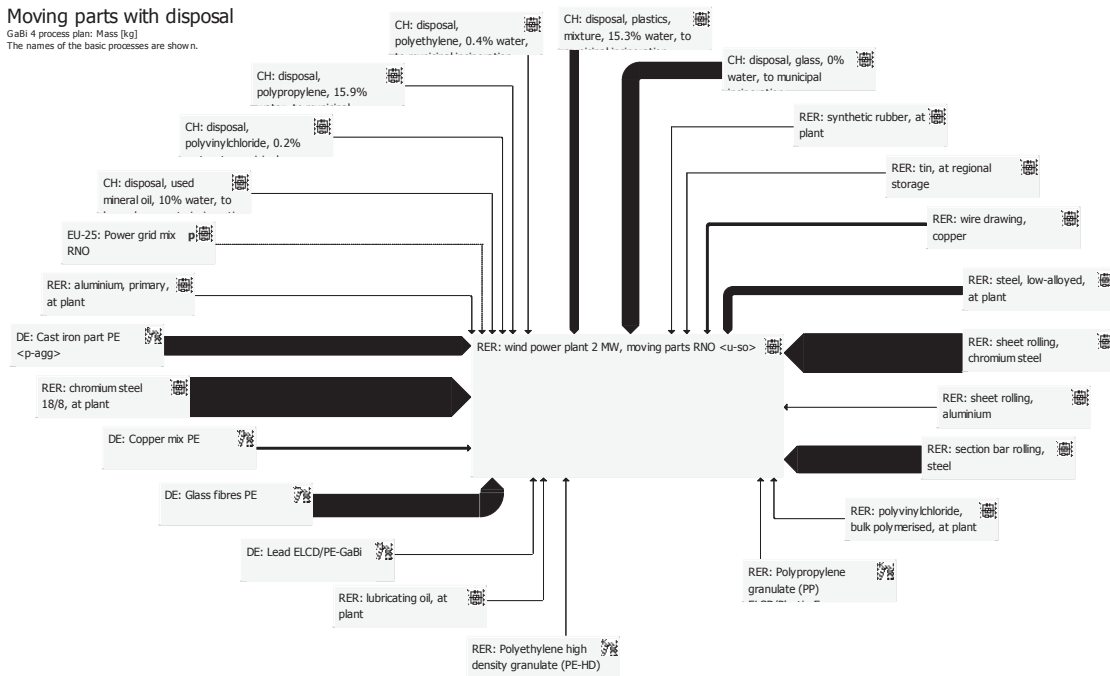
The names of the basic processes are shown.



Plan 02 *Parties mobiles*. Ce plan correspond à la fabrication des parties mobiles, principalement les pales et la nacelle, d'une éolienne de 2 MW.

Moving parts with disposal

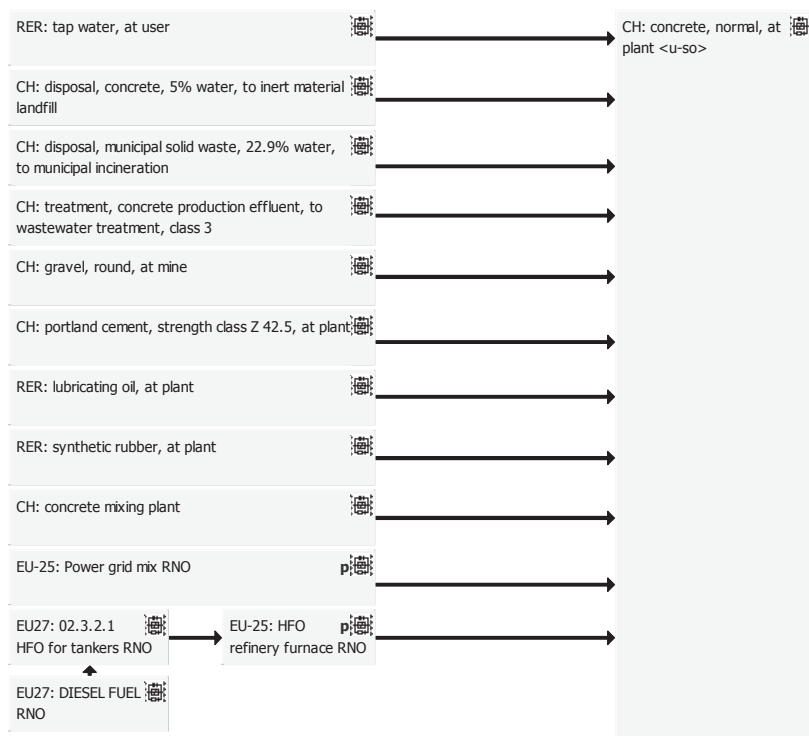
GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Plan 04 *Fondations*. Ce plan correspond au coulage du béton nécessaire aux fondations de l'éolienne de 2 MW.

Concrete, normal, at plant

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

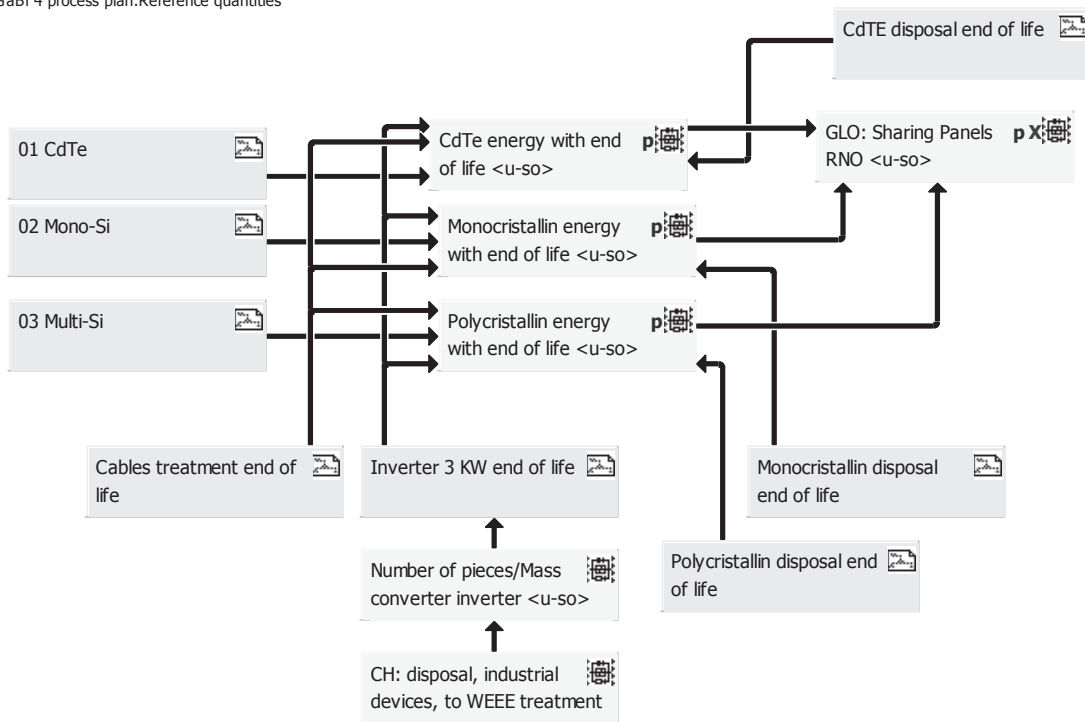


Électricité photovoltaïque

Plan général de production et de distribution d'1 MJ d'électricité photovoltaïque moyenne en Europe. Les procédés 01, 02 et 03 correspondent à la fabrication des panneaux et sont des plans intégrés. Les autres procédés représentent les autres composants (BoS), les filières de traitement et les conversions entre surface de panneau et énergie délivrée.

Recharging Renault fluence by Photovoltaic panels with landfill end of life

GaBi 4 process plan: Reference quantities

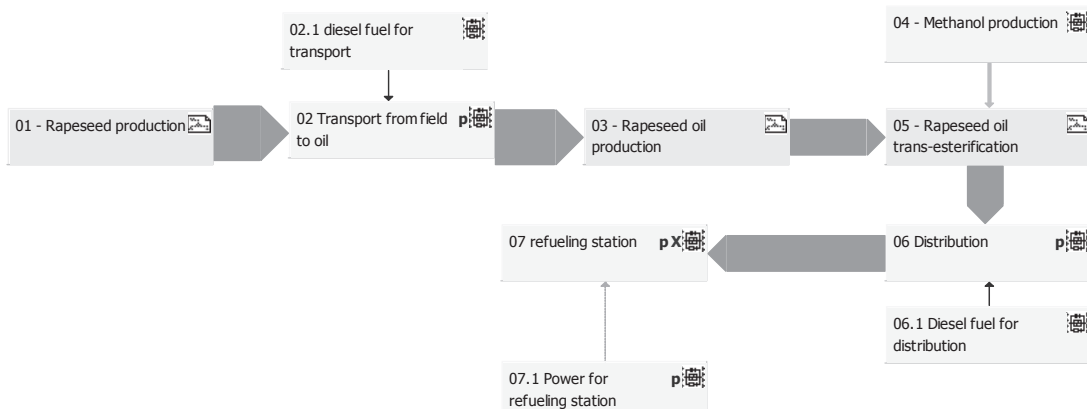


Biodiesel issu du colza

Plan général de la production et la distribution d'1 MJ de biodiesel issu du colza. Les procédés 01, 03 et 06 sont des plans intégrés.

RAPE METHYL ESTER (RME)

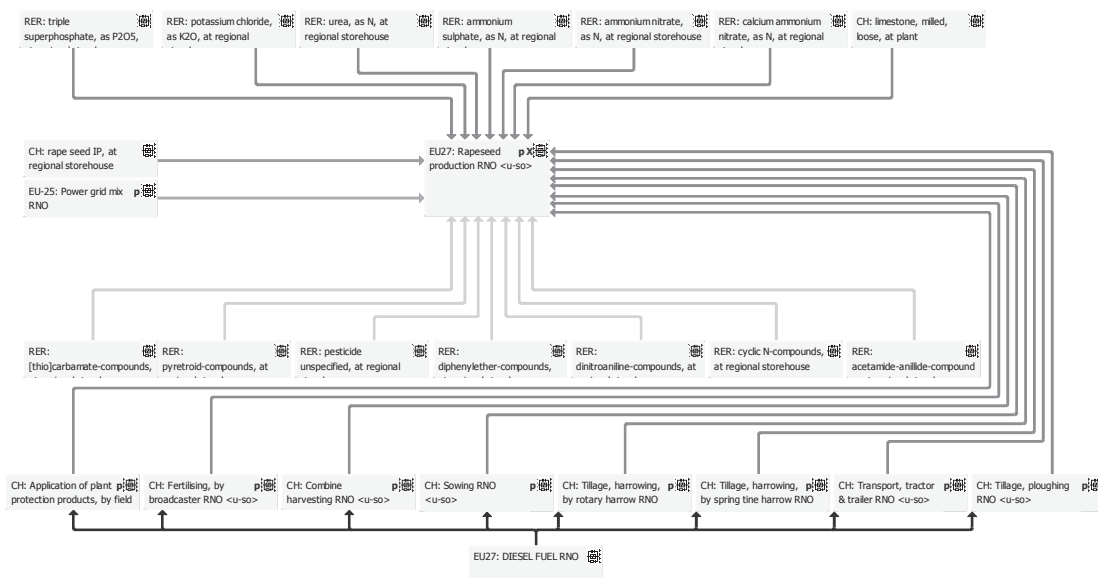
GaBi 4 process plan: Mass [kg]



Plan 01 Rapeseed production. Production d'1 kg de graines de colza.

Rapeseed production

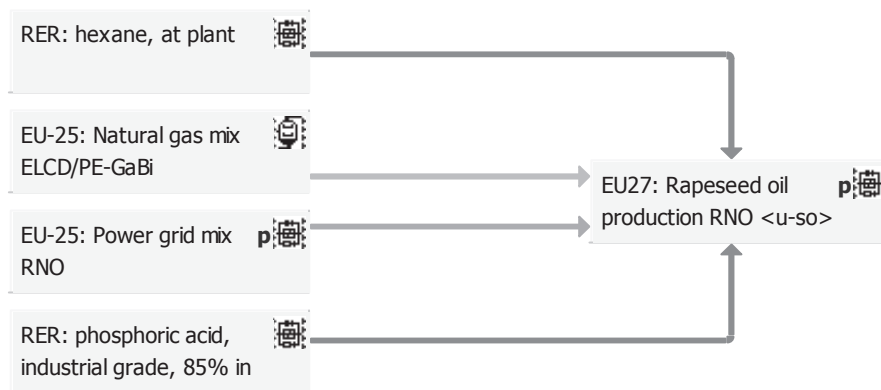
GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 03 Rapeseed oil production. Production d'1 kg d'huile de colza.

Rapeseed oil production

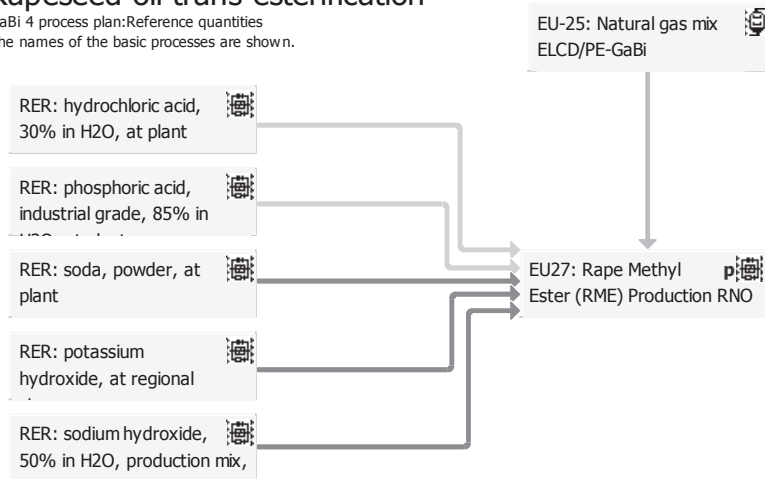
GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 05 *Rapeseed oil transesterification*. Transestérification de l'huile pour produire 1 MJ de biodiesel. Ce procédé est commun à la transestérification de l'huile de tournesol.

Rapeseed oil trans-esterification

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

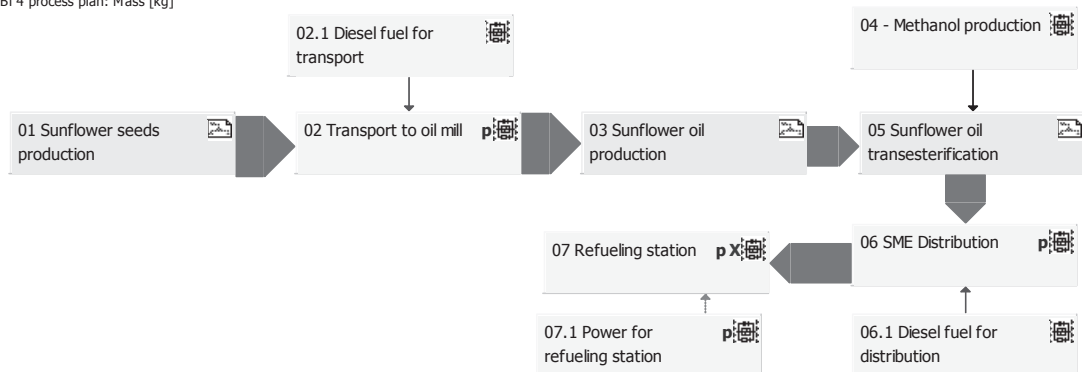


Biodiesel issu du tournesol

Plan général de la production et de la distribution d'1 MJ de biodiesel issu du tournesol. Les procédés 01, 03 et 05 sont des plans intégrés. Le procédé 05 (transestérification de l'huile de tournesol) est similaire à la transestérification du colza.

SUNFLOWER METHYL ESTER (SME)

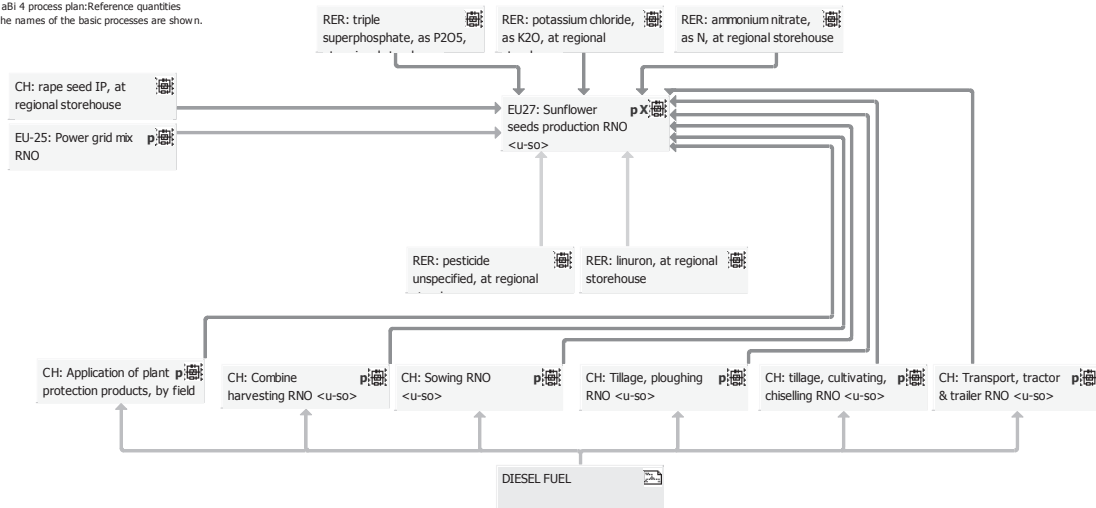
GaBi 4 process plan: Mass [kg]



Plan 01 *Sunflower seeds production*. Ce plan correspond à la production d'1 kg de graines de tournesol.

Sunflower seed production

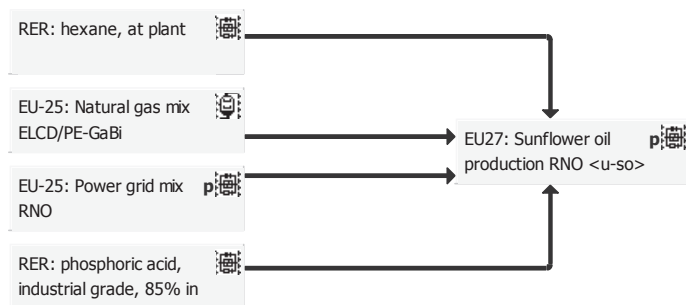
GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 03 *Sunflower oil production*. Ce plan correspond à la production d'1 kg d'huile de tournesol.

Sunflower oil production

GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

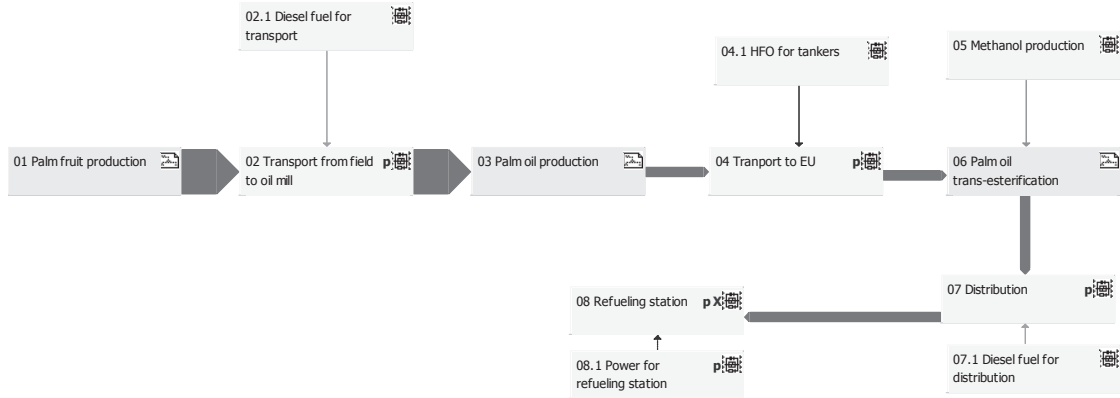


Biodiesel issu de la palme

Plan général, pour la production et la distribution d'1 MJ de biodiesel issu de la palme. Les procédés 01, 03 et 06 sont des plans intégrés.

PALM OIL METHYL ESTER (PME)

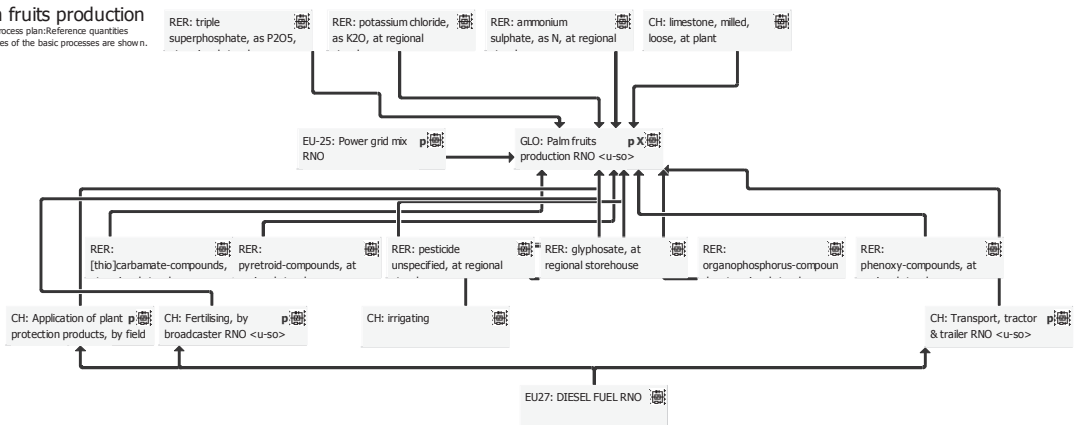
GaBI 4 process plan: Mass [kg]



Plan 01 Palm fruit production. Ce procédé correspond à la production d'1 kg de fruits de la palme.

Palm fruits production

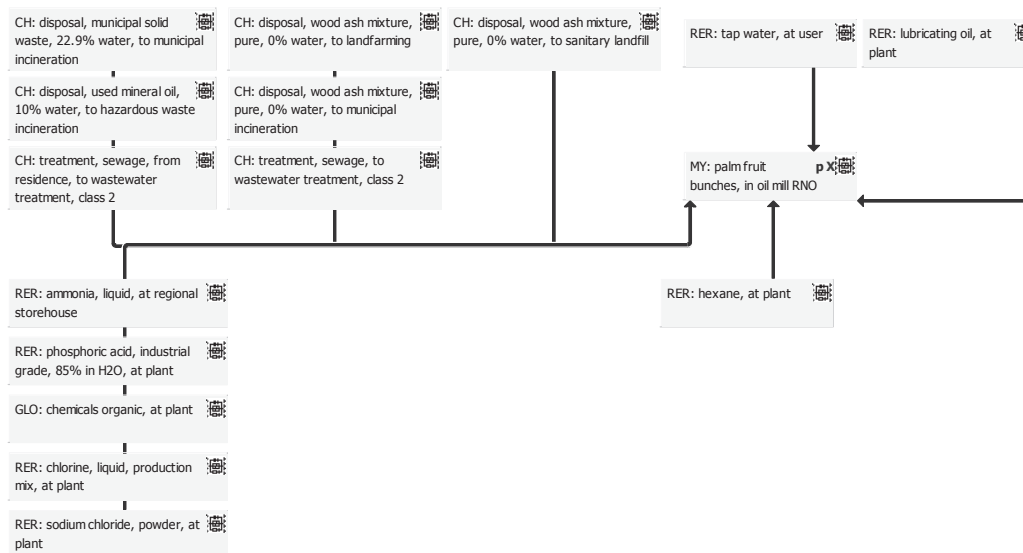
GaBI 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 03 Palm oil production. Ce plan correspond à la production d'1 kg d'huile de palme.

Palm oil production

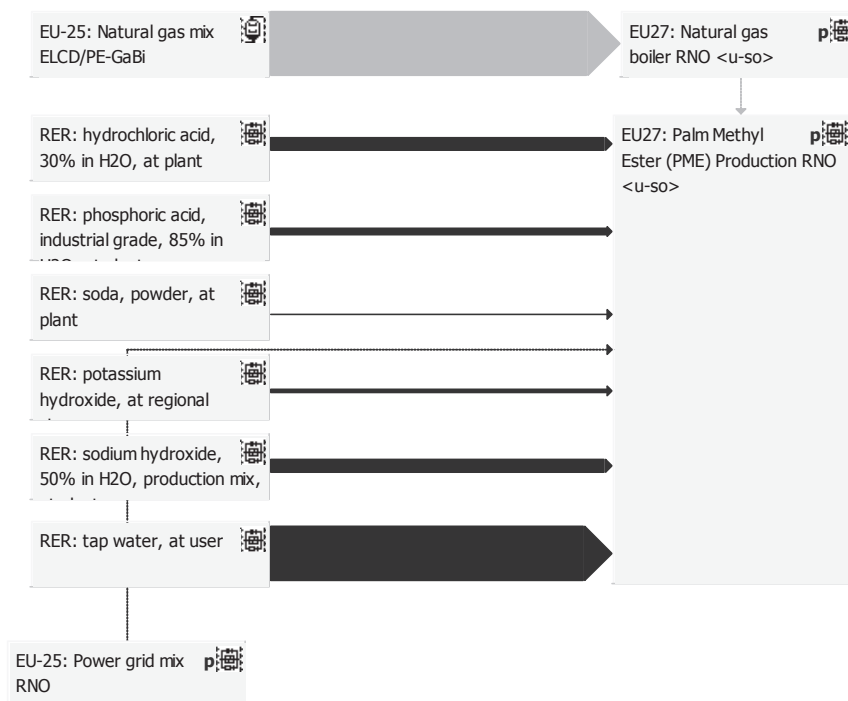
GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 06 Palm oil transesterification. Ce plan correspond à la production d'1 MJ de biodiesel à partir d'huile de palme.

Palm oil trans-esterification

GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Éthanol de blé

Plan général de la production et de la distribution d'1 MJ d'éthanol issu du blé. Les procédés 01 et 03 sont des plans intégrés.

WHE production

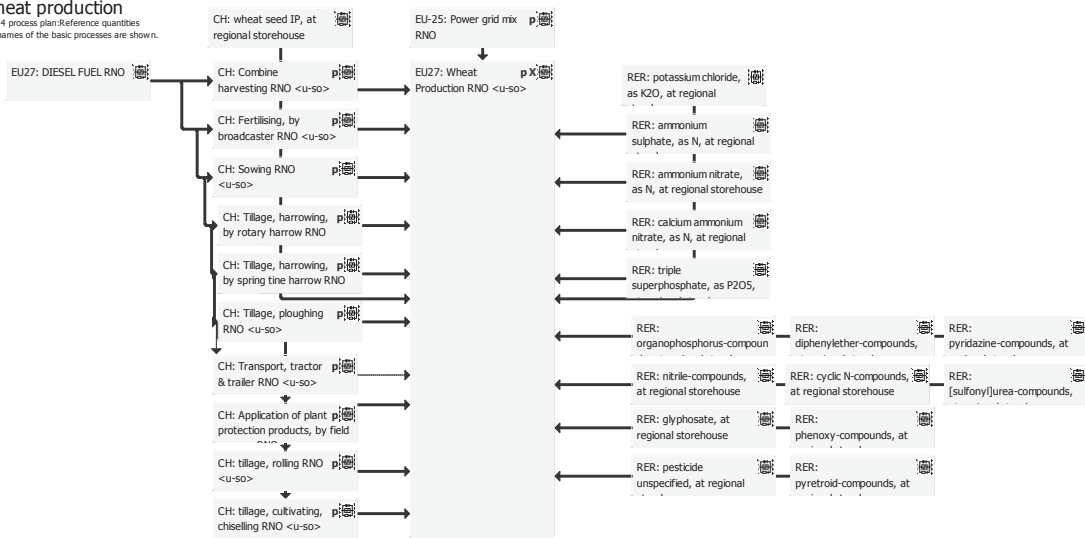
GaBi 4 process plan: Mass [kg]



Plan 01 *Wheat production*. Ce plan correspond à la production d'1 kg de grains de blé.

Wheat production

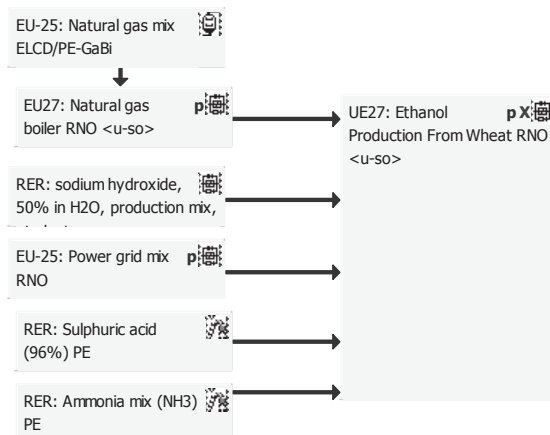
GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Plan 03 *Ethanol production*. Ce plan correspond à la production d'1 MJ d'éthanol anhydre à partir du blé.

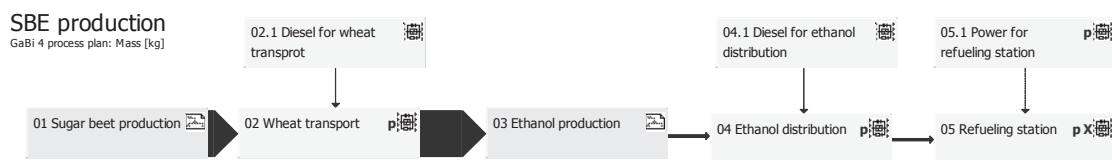
Ethanol production

GaBi 4 process plan:Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

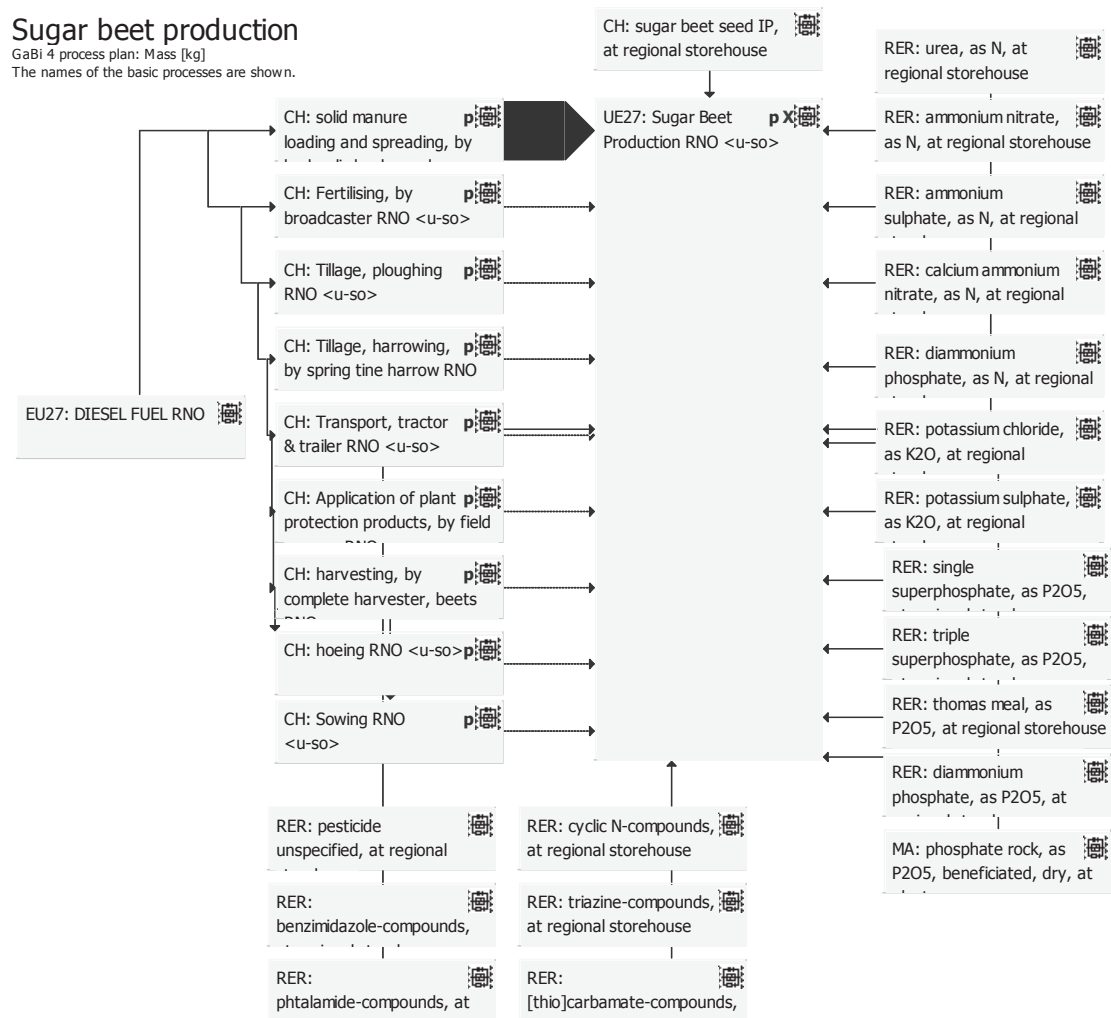


Éthanol issu de la betterave

Plan général représentant la production et la distribution d'1 MJ d'éthanol issu de la betterave. Les procédés 01 et 03 sont des plans intégrés.



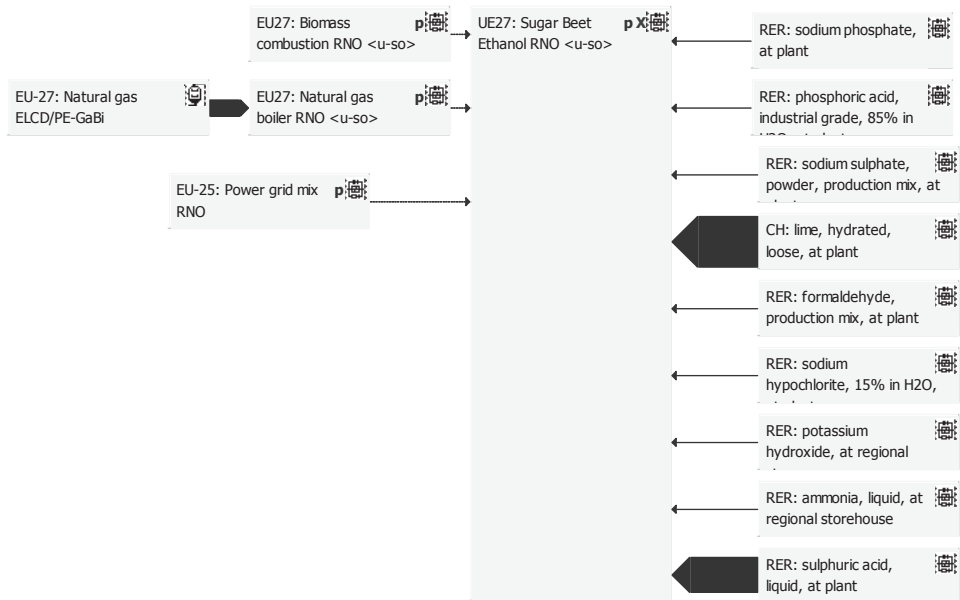
Plan 01 Sugarbeet production. Ce plan correspond à la production d'1 kg de betteraves.



Plan 03 Ethanol production. Ce plan correspond à la production d'1 MJ d'éthanol.

Ethanol production

GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Éthanol issu de la canne à sucre

Plan général représentant la production et la distribution d'1 MJ d'éthanol issu de la canne à sucre. Les procédés 01 et 03 sont des plans intégrés.

SCE Production

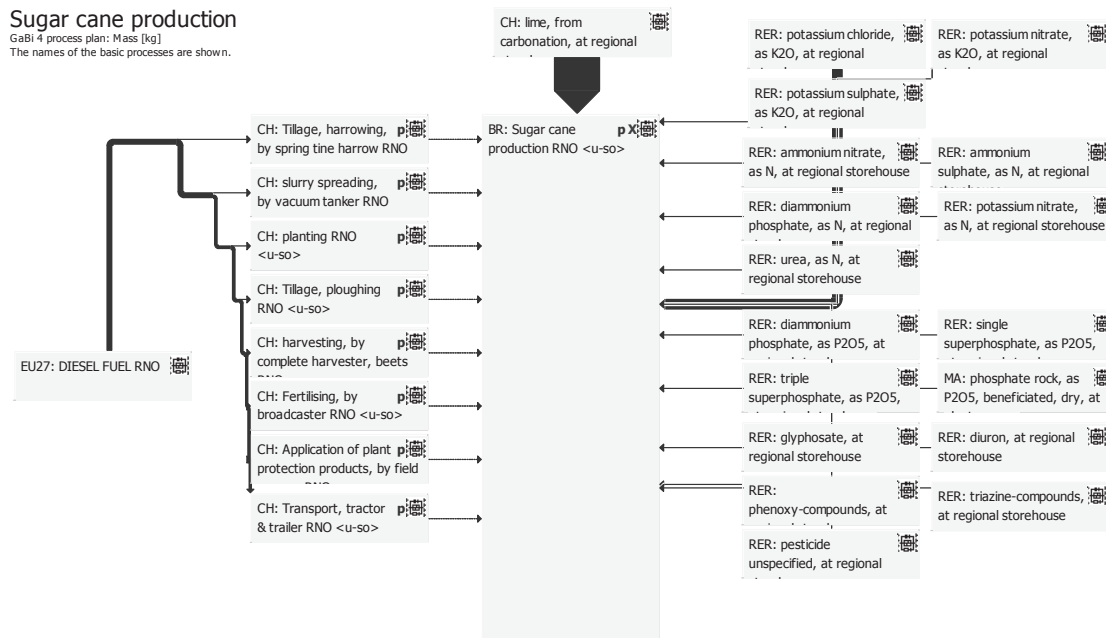
GaBi 4 process plan: Mass [kg]



Plan 01 *Sugar cane production*. Ce plan correspond à la production d'1 kg de canne à sucre.

Sugar cane production

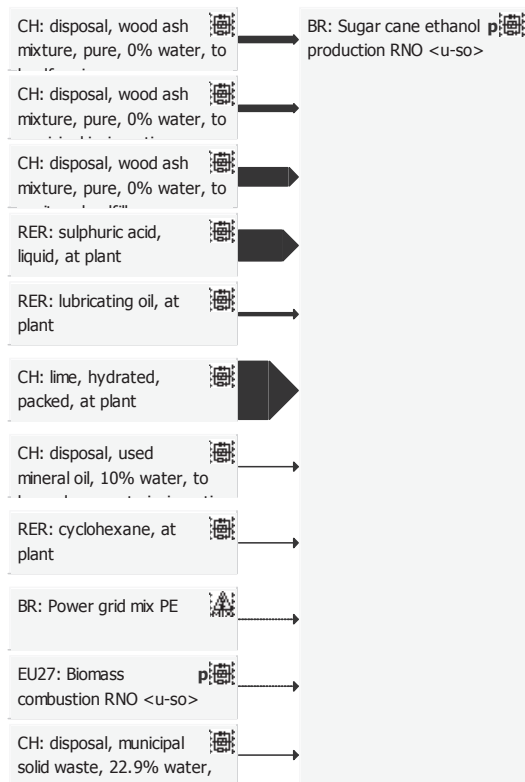
GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Plan 03 *Ethanol production*. Ce plan correspond à la production d'1 MJ d'éthanol.

Sugar cane ethanol production

GaBi 4 process plan: Mass [kg]
The names of the basic processes are shown.



Analyses de Monte-Carlo

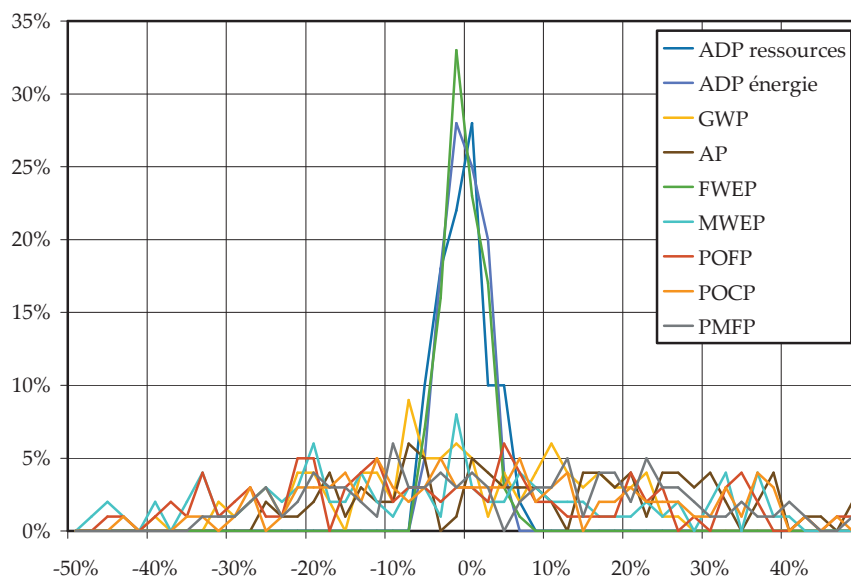
La méthode de Monte-Carlo consiste à calculer différentes grandeurs statistiques de dispersion d'un échantillon (médiane, moyenne, écarts-types, déciles, etc.) à l'aide de tirages aléatoires. Dans le cas de nos ACV, nous faisons varier de manière aléatoire différents paramètres critiques identifiés, associés à une valeur d'écart-type. Ces différents paramètres sont présentés ici. Les écarts-types sont calculés de deux manières : soit en fonction des différents chiffres publiés dans la littérature (écart-type correspondant à la dispersion des résultats des études) soit via les écarts-types fournis directement par la littérature (comme pour les données issues du registre EMEP/EEA). L'analyse de Monte-Carlo réalisée utilise le module intégré dans GaBi 4, qui présente certains inconvénients, comme l'impossibilité de spécifier lorsque certains paramètres sont corrélés (ce qui peut artificiellement augmenter la variabilité des résultats de l'analyse). Pour chaque analyse, 100 itérations ont été effectuées avec un échantillonnage aléatoire simple (*simple random sampling*). Les tableaux qui suivent présentent les paramètres variant ainsi que les écarts-types associés. Les figures représentent la dispersion des impacts autour de la moyenne, la surface située sous les courbes représentant l'ensemble des données et les valeurs en abscisse l'écart (négatif ou positif) par rapport à la moyenne (σ).

Essence

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
Efficiency	-40%	0,025	40%	NOx	-100%	3,01E-05	100%
Flared_NO	-100%	0,00020137	100%	PM10	-100%	1,25E-06	100%
Flared_RCAF	-100%	0,0046961	100%	SOx	-100%	2,93E-07	100%
Flared_RME	-100%	0,0015277	100%	CO	-25%	0,000385	25%
Flared_RNAF	-100%	0,002206	100%	NMVOC	-24%	3,70E-05	26%
Flared_RSAM	-100%	0,00090866	100%	NOx	-27%	0,00145	21%
Flared_RU	-100%	0,0037905	100%	PM10	-25%	2,20E-05	52%
Flared_UK	-100%	0,0015288	100%	PM25	-25%	2,17E-05	49%
NO	-14%	0,15	14%	SOx	-45%	4,60E-05	451%
RCAF	-15%	0,06	15%	CO	-20%	1,50E-05	20%
RCAM	-20%	0,02	20%	NMVOC	-35%	2,30E-06	39%
RME	-14%	0,19	14%	NOx	-26%	0,000125	82%
RNAF	-5%	0,13	5%	PM10	-20%	2,00E-05	20%
RU	-16%	0,39	16%	PM25	-22%	1,50E-05	22%
UK	-26%	0,06	26%	SOx	-35%	0,000485	125%
gas_refining	-35%	0,08	35%	SOx_abatement	-35%	0,0001132	125%
Coke	-5%	0,1	5%	CO	-19%	3,90E-05	21%
HFO	-5%	0,345	5%	NMVOC	-25%	2,60E-06	50%
refinery_gas	-5%	0,555	5%	NOx	-20%	6,00E-05	20%
CH4	-100%	1,23E-07	100%	PM10	-33%	8,90E-07	102%
CO	-100%	1,67E-05	100%	PM25	-33%	8,90E-07	102%
N2O	-100%	1,99E-07	100%	SOx	-22%	3,00E-07	15%
NMVOC	-100%	4,76E-05	100%				

Dispersion autour de la moyenne

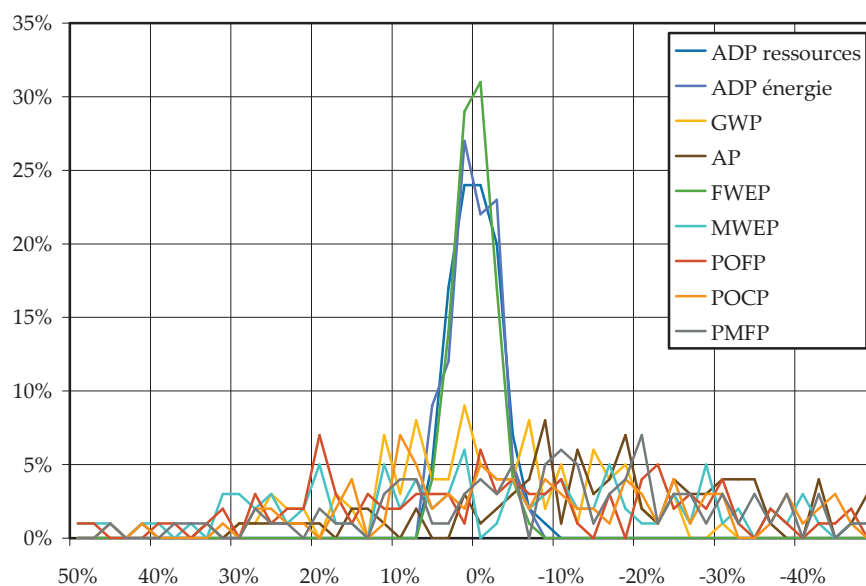


Gazole

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
die_refining	-35%	0,1	35%	NMVOC	-100%	4,75786E-05	100%
Efficiency	-40%	0,025	40%	NOx	-100%	3,00541E-05	100%
Flared_NO	-100%	0,00020137	100%	PM10	-100%	1,25107E-06	100%
Flared_RCAF	-100%	0,0046961	100%	SOx	-100%	2,92864E-07	100%
Flared_RME	-100%	0,0015277	100%	CO	-25%	0,000385	25%
Flared_RNAF	-100%	0,002206	100%	NMVOC	-24%	0,000037	26%
Flared_RSAM	-100%	0,00090866	100%	NOx	-27%	0,00145	21%
Flared_RU	-100%	0,0037905	100%	PM10	-25%	0,000022	52%
Flared_UK	-100%	0,0015288	100%	PM25	-25%	0,0000217	49%
Diesel_RU	-5%	0,17	5%	SOx	-45%	0,000046	451%
NO	-14%	0,15	14%	CO	-20%	0,000015	20%
RCAF	-15%	0,06	15%	NMVOC	-35%	0,0000023	39%
RCAM	-20%	0,02	20%	NOx	-26%	0,000125	82%
RME	-14%	0,19	14%	PM10	-20%	0,000015	20%
RNAF	-5%	0,13	5%	PM25	-22%	0,000009	22%
RU	-16%	0,39	16%	SOx	-35%	0,000485	125%
UK	-26%	0,06	26%	SOx_abatement	-35%	0,0001132	125%
Coke	-5%	0,1	5%	CO	-19%	0,000039	21%
HFO	-5%	0,345	5%	NMVOC	-25%	0,0000026	50%
refinery_gas	-5%	0,555	5%	NOx	-20%	0,00006	20%
CH4	-100%	1,23E-07	100%	PM10	-33%	0,00000089	102%
CO	-100%	1,67E-05	100%	PM25	-33%	0,00000089	102%
N2O	-100%	1,99E-07	100%	SOx	-22%	0,0000003	15%

Dispersion autour de la moyenne

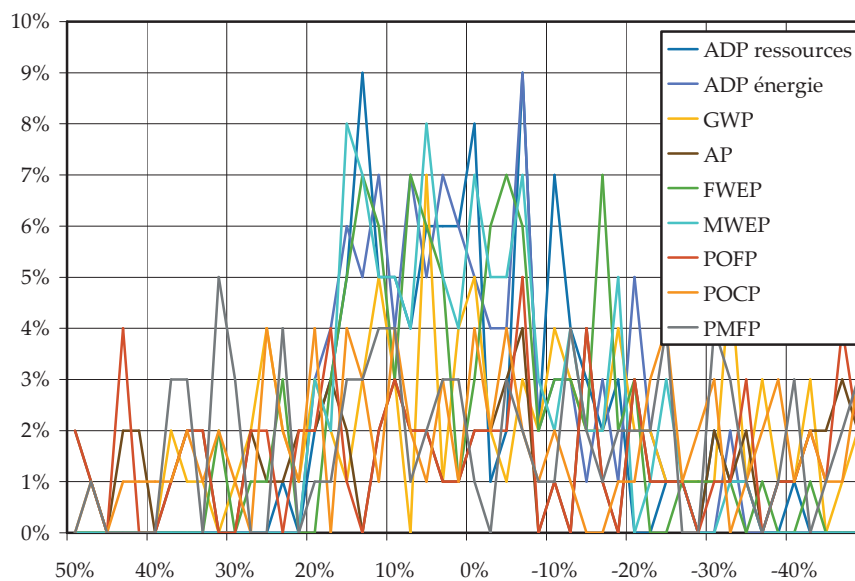


Électricité issue de la houille

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
carbon	-10%	77,2	10%	NOx	-39%	0,00031	63%
co2_energy	-10%	0,0963	10%	PM10	-45%	2,00E-05	45%
co2_mass	-10%	2,83	10%	PM25	-45%	9,00E-06	45%
lhv	-10%	29,4	10%	SOx	-32%	0,00082	32%
CO	-48%	0,00015	48%	SOx_abatement	-32%	0,0001449	32%
NMVOC	-25%	1,20E-06	50%	coa_plant	-20%	0,400727918	20%

Dispersion autour de la moyenne

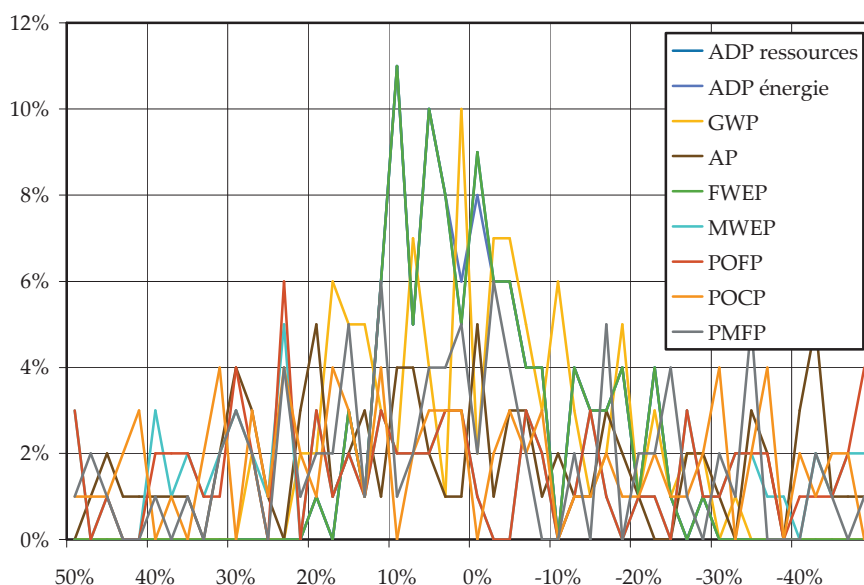


Électricité issue du lignite

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
CO	-47%	0%	47%	carbon	-10%	3000%	10%
NMVOG	-26%	1,70E-06	50%	co2_energy	-10%	13%	10%
NOx	-40%	0%	47%	co2_mass	-10%	110%	10%
PM10	-45%	2,00E-05	45%	lhv	-50%	860%	50%
PM25	-45%	9,00E-06	45%	SOx_abatement	-20%	0%	20%
lig_plant	-10%	33%	10%				

Dispersion autour de la moyenne

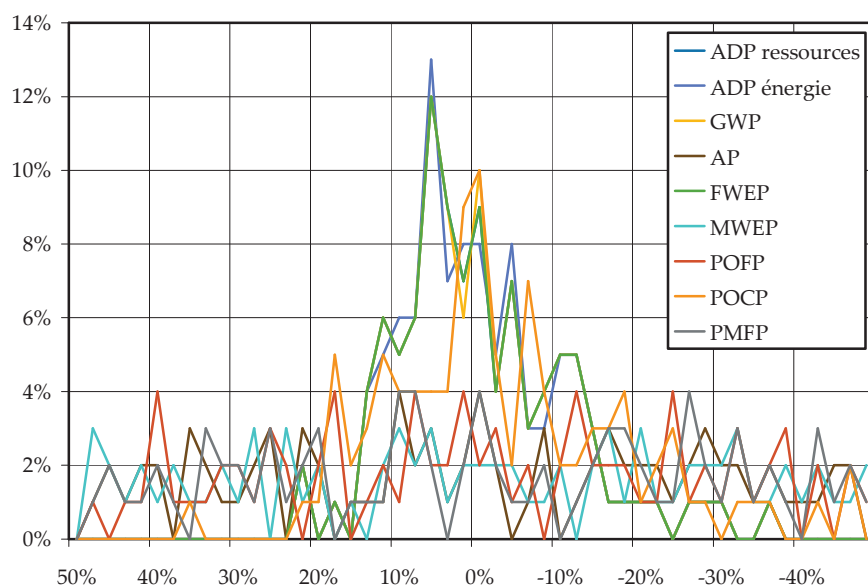


Électricité issue du gaz naturel

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
nga_plant	-10%	43%	10%	NMVOG	-23%	1,50E-06	150%
nga_extraction	-10%	2%	10%	NOx	-42%	8,90E-05	54%
DZ	-151%	2,40E-05	151%	PM10	-28%	9,00E-07	22%
NO	-151%	4,34E-05	151%	PM25	-28%	9,00E-07	22%
RU	-151%	0%	151%	SOx	-17%	3,00E-07	17%
CO	-24%	3,90E-05	27%				

Dispersion autour de la moyenne

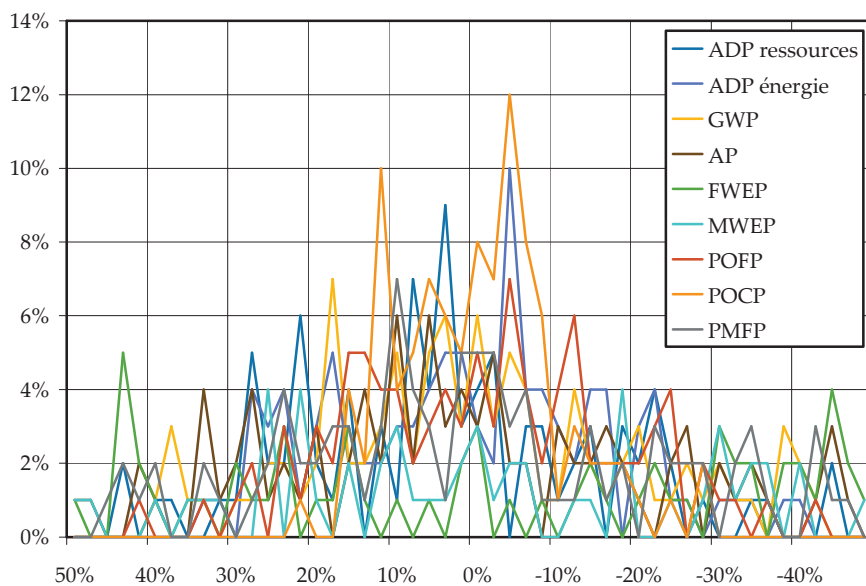


Biodiesel issu du colza

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
rapeseed	-32%	119%	32%	pest_rapeseed	-198%	0,0053	198%
NH3	0%	8%	0%	RME_ngas	-19%	1,8	19%
NO3_rapeseed	-113%	4%	113%	RME_power	-42%	0,373	42%
NOx	0%	3%	0%	RME_seeds	-4%	2,48	4%
P_rapeseed	-74%	7,37E-05	74%	hexane_soybean	-59%	0,006573587	59%
pest_rapeseed	-160%	1%	160%	rapeseed	-17%	3118	17%
VOC	0%	5,96E-09	0%	CO	-24%	3,90E-05	27%
RME_methanol	-9%	0%	9%	NMVOC	-23%	1,50E-06	150%
RME_ngas	-26%	3%	26%	NOx	-42%	8,90E-05	54%
RME_oil	-1%	3%	1%	PM10	-28%	9,00E-07	22%
K_rapeseed	-75%	3%	75%	PM25	-28%	9,00E-07	22%
N_rapeseed	-28%	0,0487	28%	SOx	-17%	3,00E-07	17%
P_rapeseed	-37%	0,00818	37%				

Dispersion par rapport à la moyenne

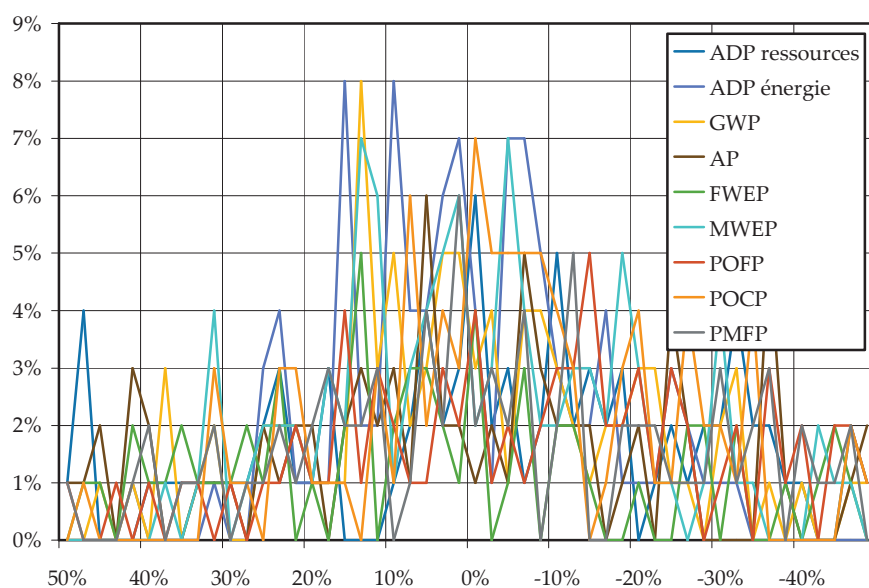


Éthanol issu du blé

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
wheat	-29%	0,939850773	29%	K_wheat	-65%	0,005257971	65%
W_heat	-15%	0,328992175	15%	N_wheat	-57%	0,021460734	57%
W_power	-54%	0,038984976	54%	P_wheat	-63%	0,003271066	63%
W_yield	-12%	0,119526485	12%	pest_wheat	-61%	0,000389111	61%
NH3	-14%	0,084	10%	wheat	-29%	5760	29%
NO3_wheat	-18%	0,027364349	18%	CO	-24%	3,90E-05	27%
NOx	-40%	0,026	150%	NM VOC	-23%	1,50E-06	150%
P_wheat	-78%	3,89E-05	78%	NOx	-42%	8,90E-05	54%
pest_wheat	-6%	0,000281783	6%	PM10	-28%	9,00E-07	22%
VOC	-48%	5,96E-09	48%	PM25	-28%	9,00E-07	22%

Dispersion par rapport à la moyenne

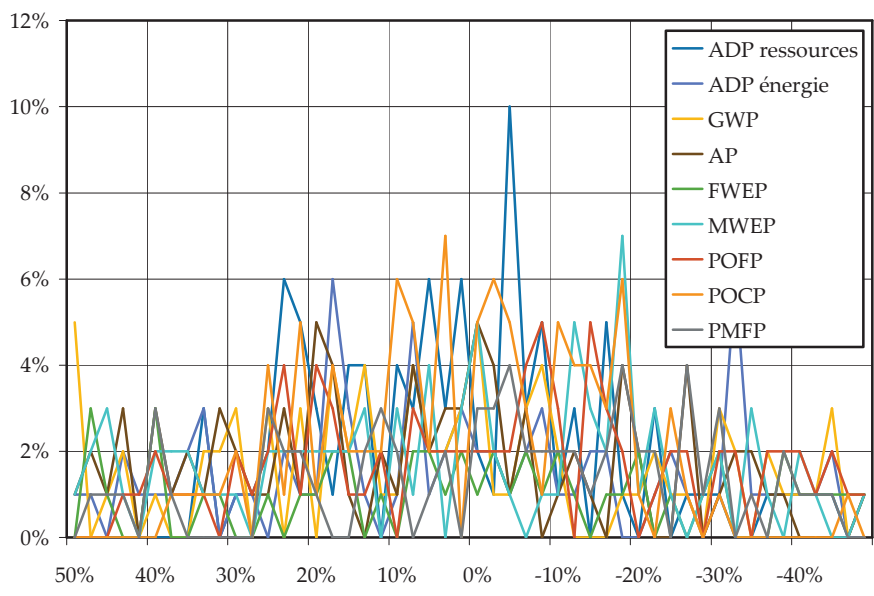


Éthanol issu de la betterave

Paramètres variant

Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$	Paramètre	$-\sigma$	Valeur	$+\sigma$
sugar_beat	-22%	0,088566979	22%	P_sugarbeat	-68%	3,84E-04	68%
SB_heat_cogen	-74%	0,096463046	74%	pest_sugarbeat	-48%	5,12E-05	48%
SB_heat_ngas	-173%	0,051827676	173%	sugarbeet	-15%	67634	15%
SB_power_cogen	-133%	0,031975322	133%	CO	-20%	2,58E-04	20%
SB_power_import	941%	-0,00346232	-941%	NMVOC	-50%	7,30E-06	50%
SB_yield	-29%	0,362250864	29%	NOx	-36%	0,000211	50%
NH3	-14%	0,084	10%	PM10	-43%	3,80E-05	799%
NO3_sugarbeet	-55%	0,00086581	55%	PM25	-42%	3,30E-05	791%
NOx	-40%	0,026	150%	SOx	-20%	1,10E-05	18%
NOx_sugarbeet	-54%	6,08E-05	54%	CO	-24%	3,90E-05	27%
P_sugarbeet	-112%	3,47E-06	112%	NMVOC	-23%	1,50E-06	150%
pest_sugarbeet	-15%	3,94E-05	15%	NOx	-42%	8,90E-05	54%
VOC	-48%	5,96E-09	18%	PM10	-28%	9,00E-07	22%
K_sugarbeet	-54%	0,001556576	54%	PM25	-28%	9,00E-07	22%
N_sugarbeet	-31%	0,001639268	31%	SOx	-17%	3,00E-07	17%

Dispersion par rapport à la moyenne

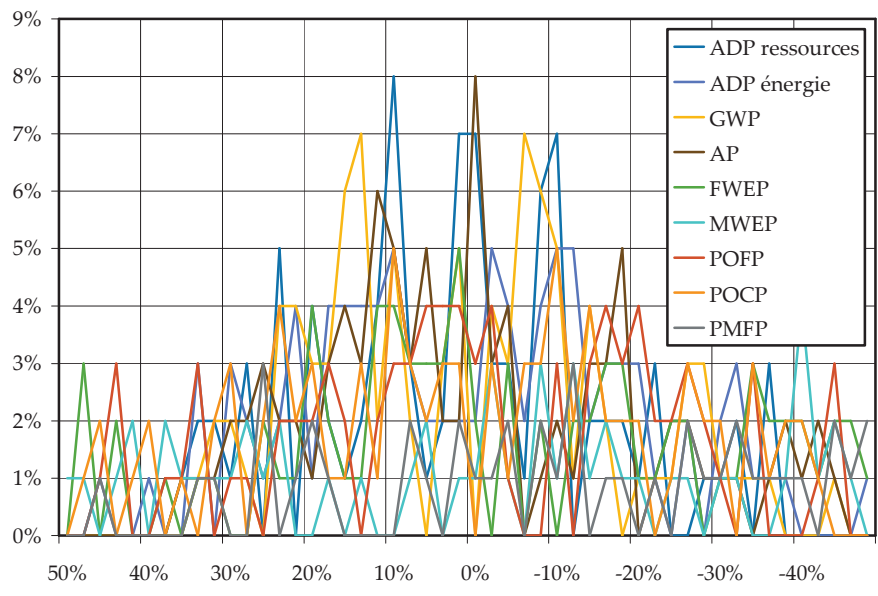


Éthanol issu de la canne à sucre

Paramètres variant

Paramètre	-σ	Valeur	+σ	Paramètre	-σ	Valeur	+σ
sugar_cane	-67%	4%	67%	sugarcane_N	-16%	0%	16%
SC_electricity	-56%	47%	56%	sugarcane_P	-27%	0%	27%
SC_energybio	-56%	1000%	56%	sugarcane_pest	-49%	3,96E-05	49%
SC_yield	-5%	1424%	5%	sugarcane	-19%	7665000%	19%
NH3	-14%	8%	10%	CO	-20%	0%	20%
NOx	-40%	3%	150%	NMVOC	-50%	7,30E-06	50%
sugarcane_NO3	-136%	0%	136%	NOx	-36%	0%	50%
sugarcane_P	-79%	2,61E-06	79%	PM10	-43%	3,80E-05	799%
sugarcane_pest	-79%	3,75E-05	79%	PM25	-42%	3,30E-05	791%
VOC	-48%	5,96E-09	48%	SOx	-20%	1,10E-05	18%
sugarcane_K	-20%	0%	20%				

Dispersion par rapport à la moyenne



Résumé

ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES ÉNERGIES ALTERNATIVES POUR L'AUTOMOBILE ET PROPOSITIONS MÉTHODOLOGIQUES POUR UNE MEILLEURE ÉVALUATION DES IMPACTS LOCAUX.

Cette thèse, réalisée dans le cadre d'un contrat CIFRE entre l'entreprise Renault et l'Institut P' (UPR 3346, ENSMA – Université de Poitiers – CNRS), porte sur les analyses de cycles de vie des carburants et énergies alternatives. Le secteur de la mobilité individuelle fait face à de nombreux défis : réchauffement climatique, pollution urbaine, épuisement des ressources, etc. Par conséquent, différentes alternatives se présentent pour répondre à ces défis : agrocarburants, hydrogène, véhicule électrique, etc. L'ACV permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un système. La thèse porte sur la prise en compte des impacts locaux liés à la production et à la consommation des énergies automobiles alternatives en retenant particulièrement les carburants de référence que sont le diesel et l'essence mais aussi les agrocarburants de première génération et l'électricité. Elle traite en particulier des problématiques de pertinence de ces impacts, notamment en cherchant à établir quels impacts retenir et comment les améliorer (prise en compte de la différenciation entre milieu urbain et milieu rural et entre sources hautes et basses). La seconde partie de la thèse étudie l'impact de l'usage du véhicule, en s'intéressant spécialement aux polluants locaux émis selon la norme de dépollution du véhicule et le cycle de roulage utilisé. Le tout vise à obtenir des résultats d'ACV scientifiquement plus robustes et plus facilement interprétable pour une prise de décision fiable, valide dans la durée et cohérente avec les grands enjeux stratégiques de Renault. Les résultats montrent une empreinte environnementale complexe à analyser : alors que l'électricité renouvelable apporte de vrais gains vis-à-vis des carburants conventionnels, l'électricité fossile possède un bilan mitigé selon l'impact regardé. Par ailleurs, les agrocarburants présentent un bilan globalement négatif vis-à-vis des carburants conventionnels. Enfin, la distinction urbain / rural permet de mettre en évidence les gains sur la santé associés au véhicule électrique.

MOTS-CLEFS : ANALYSE DU CYCLE DE VIE, ENVIRONNEMENT—ÉTUDES D'IMPACTS, TRANSPORT, AUTOMOBILES—ALIMENTATION EN CARBURANT, MOBILITÉ QUOTIDIENNE, BIOCARBURANTS, VÉHICULES ÉLECTRIQUES

Summary

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF ALTERNATIVE AUTOMOTIVE FUELS AND METHODOLOGICAL PROPOSITIONS FOR A BETTER ASSESSMENT OF LOCAL IMPACTS.

This PhD thesis, conducted thanks to a CIFRE contract between the company Renault and the Pprime Institute (UPR 3346, ENSMA – University of Poitiers – CNRS), is focused on life cycle analyses for automotive fuels and alternative energies. The individual mobility is facing numerous challenges: global warming, urban pollution depletion of resources, etc. Therefore, different alternative are now proposed to cope with these challenges: biofuels, hydrogen, electric vehicles, etc. LCA is a tool that allows assessing the environmental impacts of a product or a system. This PhD is focused on taking into account the local impacts linked with the production and the consumption of diesel, gasoline (these two latter being the reference fuels), biofuels and electricity. It especially deals with the issues associated with the relevance of these impacts, for instance by trying to establish which impacts to select and how to enhance them (difference between urban and rural emissions or between high and near-ground sources). The second part of this PhD studies the impact of the car use, by particularly focusing on the local pollutants emitted according to the aftertreatment standards and the driving cycle. All of this aims at obtaining LCA results that are more relevant and that can be more easily interpreted for a reliable decision-making process compatible with Renault's main strategic issues. The results show a complex environmental footprint: while renewable electricity provides true benefits compared with conventional fuels, fossil electricity has a mixed result, depending on the impact which is considered. Moreover, biofuels have a stronger environmental impact than fossil fuels. Finally, the rural/urban distinction highlight the benefit on human health associated with electric vehicles.

KEY WORDS : LIFE CYCLE ASSESSMENT, ENVIRONMENT—IMPACT ASSESSMENT, TRANSPORT, AUTOMOBILES—FUEL, DAILY MOBILITY, BIOFUELS, ELECTRIC VEHICLES